LA SOCIÉTÉ ROYALE
DU CANADA

LE PLOMB DANS L'ENVIRONNEMENT AU CANADA
SCIENCE ET RÉGLEMENTATION

RAPPORT FINAL

LA COMMISSION D'ÉTUDE DU PLOMB DANS L'ENVIRONNEMENT

SEPTEMBRE 1986

87-02564/

Documents produced by
the Royal Society of Canada
Commission on Lead in
the Environment:

La commission d'étude du plomb
dans l'environnement de
la Société royale du Canada
a déposé les titres suivants:

REPORTS

RAPPORTS

Lead in Gasoline: a Review of the Canadian Policy Issue
September 1985 — ISBN 0-662-14303-5

Du plomb dans l'essence: Étude pour une politique au Canada
Septembre 1985 — ISBN 0-662-93470-9

Lead in the Canadian Environment: Science and Regulation — Final Report.
September 1986 — ISBN 0-662-15167-4

Le plomb dans l'environnement au Canada: Science et réglementation — Rapport final.
Septembre 1986 — ISBN 0-662-94083-0

PUBLICATIONS

Lead in Gasoline: Alternatives to Lead in Gasoline
February 1986 — ISBN 0-662-15165-8

Health Effects of Lead — edited by Marcus C.B. Hotz
September 1986 — ISBN 0-662-15166-6

Pathways, Cycling and Transformation of Lead in the Environment — edited
by Pamela M. Stokes.
September 1986 — ISBN 0-662-15168-2

LA SOCIÉTÉ ROYALE

DU CANADA

LE PLOMB DANS L'ENVIRONNEMENT AU CANADA

SCIENCE ET RÉGLEMENTATION

RAPPORT FINAL

LA COMMISSION D'ÉTUDE DU PLOMB DANS L'ENVIRONNEMENT

SEPTEMBRE 1986

© Ministre des Approvisionnements et Services Canada

N° de cat. En40-346/1986F

ISBN 0-662-94083-0

OFFICE OF THE PRESIDENT

CABINET DU PRÉSIDENT

THE ROYAL SOCIETY OF CANADA
LA SOCIÉTÉ ROYALE DU CANADA

le 15 septembre 1986

L'Hon. Thomas M. McMillan, P.C., M.P.
Ministre
Environment Canada
Terrasses de la Chaudière
Ottawa, Ontario
K1A 0H3

Monsieur le Ministre,

Conformément aux termes de notre contrat avec votre ministère, j'ai l'honneur de vous faire tenir le rapport final de la Commission de la Société royale du Canada sur le plomb dans dans l'environnement.

Le résumé des principales recommendations et des conclusions paraissent au titre d'évaluation du président du comité aux pages XIX - XIVI. Vous constaterez immédiatement que les recommendations de la Commission, si elles sont considérées comme utiles, proposent des réactions de la part de plusieurs autres ministres y compris ceux des gouvernement provinciaux. Toutefois, nous n'avons livré ces recommandations qu'à vous-même.

Les conditions du contrat exigent que la Commission demeure en fonction jusqu'au ler septembre 1987 afin qu'elle réponde aux commentaires et aux critiques. Nous nous proposons de nous acquitter de cette tâche, mais nous fermerons quand même les portes de la Commission. Nous remercierons l'excellent personnel en date du 31 décembre 1986. Le Président et le gestionnaire, seront à votre disposition et s'occuperont au besoin du suivi.

Il me fait plaisir de vous informer que la Société a terminé cette étude dans le temps prévu et selon les prévisions budgétaires.

Veuillez, agréer Monsieur le Ministre, l'assurance de mes respectueux hommages.

Le Président,

Alexander G. McKay

Alexander G. McKay, F.R.S.C.

344 rue Wellington,
Ottawa, Ontario, K1A 0N4

THE ROYAL SOCIETY OF CANADA LA SOCIÉTÉ ROYALE DU CANADA

COMMISSION ON LEAD IN THE ENVIRONMENT
COMMISSION D'ÉTUDE DU PLOMB DANS L'ENVIRONNEMENT

241 Jarvis Street, Toronto, Ontario, Canada M5B 2C3 • Telephone (416) 973-7512 or 973-6530
Telex: 06-986391

le 10 septembre 1986

Dr. Alexander G. McKay
Président
Société royale du Canada
c/o Dept. of Classics
McMaster University
Hamilton, Ontario
L8S 4M2

Monsieur le Président,

J'ai l'honneur de vous présenter le rapport final de la commission d'étude du plomb dans l'environnement. L'examen critique de ce rapport a été fait selon la politique établie par la Société.

Plusieurs autres rapports seront complétés avant le 31 décembre 1986, date à laquelle je me propose de fermer les bureaux de la Commission et renvoyer les employés. Il y aura entre autres deux études scientifiques d'ensemble intitulées "Les effets du plomb sur la santé" et "Les voies, cycle et transformation du plomb dans l'environnement." J'espère que la Société songera à publier ces travaux sous forme d'études.

Nous présenterons aussi un résumé bibliographique et un autre volume où paraîtront des études importantes d'organismes en marge de l'étude que la Commission a financées au besoin. Vous vous souviendrez que nous avons déjà publié "Du plomb dans l'essence: Etude pour une politique au Canada" ainsi qu'un rapport supplémentaire "Des alternatives au plomb dans l'essence."

Les commissaires, comme moi-même, sont tous d'accord, qu'il n'auraient pu accomplir leur tâche - ni même la faire démarrer - sans le magnifique travail du personnel de son petit bureau. La Société leur doit sa reconnaissance pour leur concours allant bien au delà du devoir.

Bien à vous,

Le Président,

F. Kenneth Hare

TABLE DES MATIERES

Lettre du président de la Société Royale du Canada
au ministre de l'Environnement.....i

Lettre du président de la Commission au président
de la Société Royale.....ii

Table des matières du rapport.....iv

Mandat.....xii

Commissaires, experts-conseils et personnel scientifique.....xiii

Brève biographie des commissaires, du personnel scientifique et
des experts-conseils.....xiv

Synthèse du président
Conclusions et recommandations.....xvii

TABLE DES MATIERES DU RAPPORT FINAL

I Préambule....1

1. Exposé de la question....1
2. La question du plomb est-elle importante?....5
3. Les travaux et les rapports de la Commission....12
4. La méthode utilisée par la Commission....15
5. Présentation du rapport....16

II Situation actuelle du plomb dans l'environnement au Canada....21

III Extraction et utilisations industrielles du plomb....37

1. Introduction....37
2. Elimination des résidus....46
3. Industrie d'extraction du plomb....50
4. Industrie de recyclage du plomb....57
5. L'industrie de fabrication des batteries....66
   (a) Fabrication des batteries....67
   (b) Emissions et effluents....69
   (c) L'avenir de l'industrie de fabrication des batteries....70
6. Peintures et recouvrements....71
   (a) La peinture: un danger pour l'environnment....74
   (b) Questions environnementales particulières....78
7. L'industrie chimique....80
8. Les soudures....86
9. Les boîtes de conserve....87
10. Diverses utilisations du plomb....89

IV Utilisation du plomb dans les carburants d'automobile....97

1. Pourquoi utilise-t-on du plomb dans les carburants d'automobile....97
2. La fabrication d'antidétonants au plomb au Canada....98
3. Dangers pour la santé liés à la fabrication d'antidétonants au plomb....101
4. Emissions de plomb provenant de carburants d'automobile au Canada....101
   (a) Combustion des antidétonants au plomb....101
   (b) Emissions de plomb provenant d'essence stockée....105
   (c) Emissions résultant de l'utilisation d'une essence contre-indiquée....105
   (d) Emissions provenant de moteurs de bateau et d'avion....106
   (e) Emissions causées par l'élimination d'huile usée....106
5. Gaz d'échappement d'automobile au Canada: avenir....107

6. Réglementation de l'utilisation d'additifs au plomb dans le carburant:.....110
(a) Règlements canadiens.....110
(b) Règlements américains.....113
(c) Europe, Pacifique et Amérique latine.....114
(d) Nouvelle-Zélande et Australie.....115
(e) Comparaison entre le Canada, les Etats-Unis et l'Europe.....116
7. Composés au plomb destinés à la lubrification des soupapes.....116
8. La recherche portant sur l'octane dans l'essence: additifs.....119
(a) Les antidétonants au plomb.....119
(b) (MMT) (manganèse (I) tricarbonylméthyl-cyclopentadiényle).....120
(c) Méthanol,éthanol et MTBE (éther méthylique tert butyle)..... 124
(d) D'autres additifs: benzène, toluène, xylène.....126
9. La recherche portant sur l'octane: procédés de raffinage des carburants.....127
(a) Carquage catalytique fluide, alkylation et polymérisation.....128
(b) Hydrocraquage.....130
(c) Reformage catalytique.....130
(d) Isomérisation.....132
10. Quel sera le coût de remplacement des additifs au plomb dans l'essence?.....133

V. Comment le plomb atteint-il l'organisme humain: voies environnementales.....145

1. Voies et cycle.....145
2. Sources de plomb: anthropogénie et sources naturelles.....145
3. Voies suivies pour atteindre l'organisme humain.....146
(a) Plomb émis par l'air.....148
(b) Plomb émis par le sol.....160
(c) Plomb émis par l'eau.....173
4. Les dépôts acides peuvent-ils avoir des effets sur la santé humaine par l'intermédiaire du plomb?.....187
(a) Plomb contenu dans l'eau potable.....191
(b) Plomb contenu dans les poissons d'eaux acides.....194
5. Répercusssions des dépôts acides sur les surfaces extérieures.....195

VI Apport et absorption de plomb dans le corps humain.....210

1. Sources d'information.....212
(a) Etudes épidémiologiques.....212
(b) Expériences sur l'organisme humain.....213
(c) Expériences sur les animaux.....214

2. Synthèse des données expérimentales et épidémiologiques sur l'absorption du plomb.....214
(a) Evaluation de l'absorption du plomb par inhalation.....216
(b) Evaluation de l'absorption du plomb par ingestion.....220
(c) Ingestion directe de poussière ou de sol.....223
3. Estimation de l'exposition quotidienne au plomb.....228

VII Les effets sur la santé de l'exposition au plomb.....238

1. Les effets d'une faible exposition au plomb.....239
2. Les facteurs influant sur l'absorption et la rétention du plomb.....240
3. Quand peut-on parler d'effets nocifs sur la santé?.....247
4. Données biochimiques sur les effets causés par un faible taux de plomb dans le sang.....250
(a) Biosynthèse de l'hème.....252
(b) Interférence avec la biosynthèse de l'hème dans la formation de l'hémoglobine.....257
(c) Interférence avec la biosynthèse de l'hème dans le tissu nerveu.....258
(d) Plomb dans les mitochondries.....258
(e) Plomb et vitamine D.....262
5. Les effets neurocomportementaux de l'exposition au plomb.....263
6. Autres effets sur le système nerveux central.....268
7. Effets sur le système nerveux périphérique.....269
8. Effets du plomb sur la reproduction.....272
9. Exposition prénatale.....273
10. Taux de fécondité masculine.....274
11. Mutagénicité.....275
12. Plomb et tension artérielle.....276
13. Quelles sont les taux de plomb dans le sang enregistrés au Canada?.....279
14. Quels sont les effets globaux sur la santé?.....288

VIII Le problème des points chauds.....314

1. Qu'entend-t-on par points chauds?.....314
2. Points chauds urbains: les fonderies de deuxième fusion.....318
(a) South Riverdale, Toronto.....319
(b) Le secteur Niagara (Toronto).....325
3. Points chauds urbains: industries métallurgiques.....328
4. Industrie primaire du plomb: problèmes environnementaux.....333
(a) Région de Bathurst-Belledune-Dalhousie (N.-B.).....335
(b) Trail et Kimberley (C.-B.).....340

5. Le problème lié à l'altération de la peinture.....351
6. Mesures correctives et contrôle du plomb dans les points chauds.....355
(a) Mise hors service et nettoyage des anciens sites.....355
(b) enlèvement et remplacement du sol.....359
(c) Education du grand public: le rôle des groupes communautaires.....360
7. Règlement sur la teneur en plomb des boues d'épuration utilisées sur les terres agricoles.....361

IX Qu'est-ce que cette question représente pour le Canada?.....367

*****

Liste des annexes

I Historique et réalisation de l'enquête.....372

II Liste des présentations écrites à la Commission.....399

III L'octane et son importance sur l'efficacité de l'essence.....404

IV Prévisions des émissions de plomb par les véhicules.....412

V Expériences visant à évaluer la contribution du plomb de l'essence au taux de plomb dans le sang: l'expérience du plomb isotopique - Turin, Italie.....420

VI Cas d'empoisonnement et de décès, 1980-1984.....426

VII La chimie du plomb.....430

VIII Auteurs et titres des rapports de la Commission.....434

IX Définitions.....440

X Unités.....443

XI Différence d'opinion des certaines chercheurs américaines.....444

*****

Liste des tableaux

I.I Comparaison entre les divers types d'empoisonnement et les accidents de la circulation.....9

II.I Retombées de plomb atmosphérique dans les régions urbaines, rurales et éloignées.....25

II.II	Réduction du plomb atmosphérique	29
II.III	Plomb dans l'essence: Grande-Bretagne, Canada, Etats-Unis	29
III.I	Production, commerce et consommation de plomb au Canada	39
III.II	Effluents de plomb vers les eaux réceptrices: Canada, 1982	58/59
III.III	Emissions atmosphériques de plomb: Canada, 1982	60
III.IV	Répartition des fabricants de peinture et de recouvrement	73
III.V	Analyses du plomb contenu dans la peinture jaune routière	81
III.VI	Principales utilisations de litharge dans l'industrie chimique	84
III.VII	Diverses utilisations du plomb	90
IV.I	Composition de l'antidétonant à l'éthyle (TEL)	102
IV.II	Formes de plomb dérivées du carburant	104
IV.III	Règlements internationaux relatifs au plomb	117
IV.IV	Teneur en plomb proposée relativement à la quantité totale utilisée, 1987	118
IV.V	Réaction antidétonante de l'essence au plomb-tétraéthyle de 0,8 g/L de concentration	121
IV.VI	Coût typique de l'augmentation d'un indice d'octanol par baril d'essence	135
IV.VII	Prévisions de l'industrie pétrolière des coûts liés à l'élimination du plomb	137
IV.VIII	Prévisions de l'augmentation du prix de détail de l'essence	140
VI	Liste sommaire des sources d'émission de plomb dans l'air, le sol et l'eau	147
V.II	Concentrations de plomb dans les plantes, en excluant les endroits utilisés pour faire des expériences, les fonderies et la bordure des routes	157

V.III	Exemples de concentrations de plomb dans le sol	161
V.IV	Plomb dans certains profils de sol	162
V.V.	Exemples de l'évolution de la résistance ou de la tolérance au plomb	166
V.VI	Concentrations de plomb dans les plantes vivrièr[illegible] par rapport au plomb dans le milieu	170
V.VII	Lien entre le plomb du sol et le plomb de l'air	172
V.VIII	Exemples de la toxicité du plomb pour les organismes aquatiques	179
V.IX	Concentrations de Pb dans les sédiments et des espèces d'alimentation différentes, dans trois estuaires différents	183
V.X	Taux de plomb dans les poissons et les crustacés qui peuvent être consommés	185
VI.I	Comparaison du taux de plomb dans le sang entre des mères et des enfants de Londres et Suffolk, 1983-1985	219
VI.II	Plomb dans l'air, dans les retombés, dans le sol et dans le sang	226
VI.III	Retombées de plomb et taux de plomb dans le sang chez les enfants de South Riverdale	227
VI.IV	Schéma d'équilibre de l'apport de plomb et de l'absorption de plomb	230
VII.I	Taux de plomb dans le sang pour lesquels 10% et 50% des sujets manifestent des effets au-dessus de la limite supérieure normale	253
VII.II	Taux moyens de plomb dans le sang enregistrés dans le cadre de diverses enquêtes effectuées dans des points chauds au Canada et dans d'autres pays	289
VIII.I	Quantités de contaminants déversés par la fonderie de Belledune avant et après l'installation du nouveau système de traitement des effluents	339
VIII.II	Production de la mine Sullivan, Kimberly, C.-B., 1984	344
VIII.III	Analyses du fleuve Columbia - 1984	348
VIII.IV	Dose de plomb dans le sol de surface et taux de plomb dans le sang des enfants de la zone résidentielle de Trail, C.-B.	350
VIII.V	Règlementation de l'Ontario concernant le plomb dans les boues résiduaires	362

An. I	Taux de compression et rendement du moteur	410
An. II	Analyse et prédiction par Environnement Canada des émissions libérées par l'essence au plomb	415
An. III	Prévision de l'essence au plomb et sans plomb, 1987-2003	416
An. IV	Estimations de l'APCE des émissions de plomb par les automobiles	419
An. V	Comparaison entre les anciennes et les nouvelles mesures portant sur des sujets; Expérience portant sur le plomb isotopique	424
An. VI	Cas d'empoisonnement et de décès signalés à la Section des accidents associés à un produit (LLCM, SBC), suivant le service sollicité, 1980-1984	427

*****

Liste des illustrations

I.1	Diagramme sommaire montrant la trajectoire du plomb à partir de sources industrielles et naturelles vers l'organisme humain	18
II.1	Tendances de concentrations moyennes géométriques annuelles du plomb dans l'air	28
II.2	Plomb ajouté à l'essence et concentrations ambiantes de plomb, E.-U., 1975-1983	30
II.3	Tendances du plomb dans les eaux naturelles au Canada, 1971-1982	32
III.1	Classement des coûts concurrentiels des mines et des fonderies, 1984	44
III.2	Consommation finale du plomb	47
III.3	Plomb au Canada, 1985	53
III.4	Réduction primaire du plomb	54/55
III.5	Fonderie de deuxième fusion	62
III.6	Fabrication d'oxydes par le procédé Barton	83
IV.1	Emissions de plomb par les automobiles au Canada, 1968-2000	111

IV.2 Schéma de traitement d'une affinerie canadienne typique.....129

V.1 Dépôt moyen du plomb résultant des précipitations des E.-U.....189

V.2 pH annuel moyen des précipations aux E.-U. et au Canada, 1979-1980.....190

V.3 Métaux contenus dans 16 lacs de la côte ouest de la Suède dont les dépôts de métaux sont similaires mais le pH différent, déc. 1978.....192

VI.1 Résumé des liens entre l'absorption quotidienne de plomb et le taux de plomb dans le sang.....217

VI.2 Effet du plomb contenu dans l'eau sur le taux de plomb dans le sang.....222

VII.1 Biosynthèse de l'hème--schéma.....254

VII.2 Comparaison entre des enfants dont les concentrations sanguines de plomb se situent au-dessus de 20 et 25 ug/dL au Canada, en Ontario et aux E.-U.....285

VII.3 Comparaison des taux médians de plomb dans le sang (ug/dL) recueillis dans certains pays de la Communauté européenne (1977), aux E.-U. (NHANES), (1970-76), au Canada (1978-1979) et en Ontario (1984). Population enfante.....286

VII.4 Comparaison des taux moyens de plomb dans le sang (ug/dL) recueillis dans la Communauté européenne, (1977), aux E.-U. (NHANES), (1976-1980) et au Canada (1978-1979). Population adulte.....287

VIII.1 Ecaillement de la peinture, Weston School, Winnipeg.....331

VIII.2 Fonderie de Belledune.....338

VIII.3 Carte de Kimberley, C.-B., zonne d'exploitation minière.....342

VIII.4 Carte de la zone de fonderie de Trail.....345

An. 1 Changement dans les rapports de pb-206/Pb-207 dans l'essence, dans les particules aériennes et dans le sang.....426

MANDAT
COMMISSION D'ETUDE DU PLOMB DANS L'ENVIRONNEMENT

But

Donner au ministre de l'Environnement un avis indépendant sur les questions préoccupantes et les dangers actuels et futurs dus à la présence de plomb dans l'environnement canadien.

Envisager et proposer, selon les cas, des mesures correctives visant à réduire les dangers du plomb pour l'environnement et la santé. Ces mesures peuvent être adoptées par le ministre de l'Environnement seul ou en collaboration. Les effets du plomb sur les lieux de travail sont spécifiquement exclus du présent mandat.

Considérations

Pour remplir ces objectifs, la Commission fera un rapport sur les sujets suivants:

1. a) l'origine des émissions de plomb au Canada et leurs contributions relatives;

   b) les voies de pénétration du plomb dans l'environnement canadien et les modes et intermédiaires de transport du plomb dans l'environnement et vers l'être humain;

   c) la toxicité du plomb;

   d) l'exposition potentielle ou réelle des cibles humaines et environnementales au Canada et les dangers encourus;

2. a) le cas échéant, les mesures correctives pratiques visant à réduire les dangers liés au plomb selon la revue et l'évaluation faite par la Commission des répercussions de la présence de plomb sur l'environnement et l'humain;

   b) les répercussions, sur l'économie, la technique, la société (aux endroits touchés) et l'emploi, des réductions des émissions de plomb de toute origine et des expositions qui s'ensuivent (entre autres, les répercussions de l'élimination du plomb dans l'essence).

Duré de l'étude et rapports

La Commission siégera pendant trois ans; elle remettra un rapport provisoire pour le ler septembre 1985 sur l'orientation de la revue et les observations effectuées; finalement, elle déposera un rapport final comprenant ses recommandations pour le ler septembre 1986. La Commission siégera encore une autre année pour recueillir les commentaires sur son rapport, les revoir et faire des recommandations à leur sujet.

Le public pourra se procurer le rapport provisoire et le rapport final de la Commission.

Le public pourra aussi se procurer tous les écrits soumis à la Commission, sauf ceux qui, selon la personne qui les dépose, contiennent des renseignements d'affaires d'ordre confidentiel.

COMMISSAIRES, EXPERTS-CONSEILS ET PERSONNEL SCIENTIFIQUE

Commissaires

Gordon C. Butler
William H. Gauvin
F. Kenneth Hare, PRESIDENT
William J. Keough
Luciano C. Neri
H. Rocke Robertson
Pamela M. Stockes, VICE-PRESIDENTE

Directeur de la recherche
Marcus C.B. Hotz

Experts-conseils
Arthur C. Chamberlain
Sergio Facchetti
David Hewitt
John F. Jaworski
Mitchell Perry
Quelques autres à court terme (voir texte)

Expert-conseil médical en chef
Peter L. Rosenbaum

Expert-conseil subalterne
Carol Murray

Organismes de consultation
Data Resources of Canada Inc.
Environmental and Social Systems Analysts Ltd. (ESSA) et l'Institute for Environmental Studies de l'University of Toronto
Amis de la Terre
Niagara Neighbourhood Association
South Riverdale Community Health Centre

La Commission remercie ces experts-conseils de l'aide apportée. Même si leurs conseils n'ont pas tous été adoptés, elle en a tenu compte.

Gestionnaire de la Commission
Margaret C. Grisdale

Secrétaire du projet
Angelica C. Devito

Secrétaire adjointe
Kartini Rivers

Secrétaire de redaction
Marla Shaffer

Brève biographie des commissaires, du personnel scientifique et des experts-conseils

Commissaires

GORDON C. BUTLER a été directeur de la Division des sciences biologiques du Conseil national de recherches de 1972 à 1978 (où il agit maintenant comme consultant) et vice-président du Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement. Il est membre du Comité scientifique des Nations Unies pour l'étude des effets des rayonnements ionisants (UNSCEAR) et président de la Fondation internationale pour la science. Il est membre de la Société Royale du Canada.

WILLIAM H. GAUVIN est président de la William H. Gauvin Technologies Inc. et professeur auxilliaire en génie chimique à l'Université McGill. Il a été directeur de la recherche et du développement à la mine Noranda Ltée de 1970 à 1982. Il a siégé pendant deux mandats au Conseil des sciences et pendant plusieurs années à la direction de l'Université McGill (1972-1982); il est aussi un ancien président de l'Institut de chimie du Canada. Il est compagnon de l'Ordre du Canada et membre de la Société Royale du Canada.

F.KENNETH HARE est principal du Trinity College à l'Université de Toronto où il est professeur de géographie. En 1972-73, il était directeur-général de la Coordination de la recherche à Environnement Canada. A divers moments, il a été président d'enquêtes canadiennes sur le rejet des déchets nucléaires, les retombées acides et l'hiver nucléaire (surtout pour la Société Royale du Canada dont il est membre). Il est officier de l'Ordre du Canada et président de la Sigma Xi.

WILLIAM J. KEOUGH est consultant du Seneca College. Il a été vice-président et gérant général des raffineries de l'ingénierie chez Esso Petroleum Canada de 1973 à 1983; auparavant, il avait été gérant des approvisionnements pour l'hémisphère ouest de l'Exxon Corporation (New York). Il est membre de l'Association of Professional Engineers of Ontario et gouverneur et trésorier de l'Hôpital Hillcrest de Toronto. Il est un pilote actif.

LUCIANO C. NERI est professeur en épidémiologie et en médicine sociale à l'Université d'Ottawa; il est membre du Comité de révision no 3 du programme de recherche et de développement de la Santé nationale sur la toxicologie dans l'environnement. En 1975, il a procédé à un relevé des teneurs en plomb à Trail (C.-B.). Il a aussi travaillé dans le domaine de l'hygiène publique en Italie et au Venezuela. Il est membre du Collège royal des médecins et chirurgiens du Canada; il est aussi membre originaire de la Society for Environmental Geochemistry and Health.

H. ROCKE ROBERTSON a été principal et vice-chancelier de l'Université McGill (1962-1970) et chirurgien en chef de l'Hôpital général de Montréal (1959-1962). En 1974, il a été président du comité ontarien sur les effets sur la santé du plomb dans l'environnement (Committee on the Effect on Human Health of Lead from the Environment). Il est membre du Royal College of Surgeons d'Edimbourg, et du Collège royal des médecins et chirurgiens du Canada (dont il est archiviste honoraire). Il est compagnon de l'Ordre du Canada; il a aussi été membre du Conseil des scienes et du Conseil national de recherches.

PAMELA M. STOKES est directrice de l'Institut pour l'étude de l'environnement et professeur de botanique à l'Université de Toronto. Elle a travaillé sur de nombreux aspects de la biologie aquatique, principalement sur le cycle des métaux dans les écosystèmes. Récemment, elle a fait partie du comité mixte de la Société royale du Canada/Académie nationale des sciences sur les précipitations acides. Elle est membre du comité consultatif du Centre canadien de toxicologie, du comité consultatif des sciences de Pollution Probe et du comité du SCOPE sur le cycle des métaux dans la biosphère.

Recherche

MARCUS C.B. HOTZ est délégué du Secrétariat du Conseil du Trésor du Canada à la Commission. Il a été directeur des programmes intégrés d'Environnement Canada et, de 1977 à 1980, chef du développement des programmes de la Division des affaires scientifiques et de l'environnement de l'Organisation du traité de l'Atlantique Nord. Il a été membre du comité sur l'énergie et l'environnement du Programme environnemental des Nations Unies. Il est membre de l'Institut de chimie du Canada; il a exercé pendant deux mandats la fonction de directeur de l'Electrochemical Society.

Experts-conseils

ARTHUR C. CHAMBERLAIN a pris sa retraite récemment de l'Atomic Energy Research Establishment à Harwell, Angleterre, où il était chercheur scientifique principal. Il était à l'avant garde de la recherche sur l'utilisation des isotopes radioactifs comm traceurs, mais ses intérêts englobait d'autres domaines scientifiques. Dans ses premiers recherches il à étudié la dispersion des matériaux dans la turbulence atmospherique au ras du sol. Ces dernières années, il se spécialisé dans les effets des métaux sur le métabolisme humain.

SERGIO FACHETTI est le chef de la division de radiochimie et de chimie nucléaire de la Commission des communautés européennes à Ispra (Italie); il y est le principal chercheur pour l'expérience sur les isotopes du plomb. Il est professeur à l'Université de Pavie et membre du comité de l'EPA amaéricaine sur les critères de qualité de l'air relatifs au plomb (Committee on Air Quality Criteria for Lead). Il est détenteur de la médaille d'or de la société de chimie d'Italie et a reçu le certificat de mérite de l'Organisation des Nations Unies pour le développement industriel.

DAVID HEWITT est profeesseur au département de médecine préventive et de biostatistique à l'université de Toronto; depuis 1975, il agit comme coordonnateur des études de deuxième et de troisième cycles en hygiène communautaire. Ses recherches ont porté, entre autres, sur les dangers de la pollution atmosphérique pour la santé, la radiographie en obstétrique, l'extraction de l'uranium et la constitution des lipides. Il est membre fondateur de l'American College of Epidemiology.

JOHN F. JAWORSKI contribue présentement au Programme d'aide à la recherche industrielle du Conseil national de recherches du Canada. Jusqu'à récemment, il était membre de la Division de biologie de ce même conseil; il y faisait des recherches sur la toxicologie des métaux lourds. Il a participé aux activités du Secrétariat à l'environnement du CNRC et il fut l'auteur du rapport de 1978 sur le plomb dans l'environnement. Il a aussi occupé un poste sur le comité interministériel du gouvernement fédéral sur le plomb dans l'essence.

H. MITCHELL PERRY, JR. est professeur de médecine et directeur de la division l'hypertension au Washington University de St. Louis (Missouri). Il est présentement médecin-coordonnateur en ce qui a trait à l'hypertension pour la Veterans Administration des E.-U., membre du comité national mixte du NIH pour la détection, l'évaluation et le traitement de la tension artérielle et membre du comité coordonnateur du National Hypertension Program. Il est membre de l'American College of Physicians et de l'American College of Cardiology. Le docteur Perry a fait des recherches poussées sur les effets du plomb et du cadmium sur la tension artérielle.

PERTER L. ROSENBAUM est professeur à la Faculté des sciences de la santé à l'Université McMaster. Ses intérêts en clinique, en recherche et en enseignement sont du domaine de la pédiatrie du développement; il s'intéresse surtout aux enfants ayant des troubles neuromoteurs et à leurs familles. Avant d'être nommé à McMaster, le docteur Rosenbaum pratiquait sa profession à l'Hôpital for Sick children de Toronto et à l'Institute of Child Health de Londres. Il est membre du Collège royal des médecins et chirurgiens du Canada.

SYNTHESE DU PRESIDENT

Il est de tradition à la Société royale du Canada que le président évalue et résume les résultats obtenus par une enquête et présente sous forme abrégée les conclusions et recommandations. Nos recommandations suivent immédiatement après. Les conclusions sont groupées à la fin de la présente évaluation. Les numér de section correspondent à ceux utilisés dans le rapport.

La Commission souligne que le plomb est un métal lourd très utile, qui était autrefois disséminé dans des endroits isolés dans la nature mais qui s'est beaucoup répandu depuis qu'il est utilisé dans divers secteurs de l'économie. Nous ne pouvons pas actuellement nous passer de plomb, dans les batteries au plomb par exemple, sans compter que la consommation nationale continue d'augmenter lentement. C'est pourquoi le corps humain contient actuellement beaucoup plus de plomb qu'à l'époque préhistorique. Des politiques doivent être élaborées à tous les niveaux de gouvernement et les méthodes d'utilisation du plomb dans l'industrie doivent être modifiées de façon à prévenir les conséquences nocives qui pourraient en résulter, étant donné que le plomb est une toxine puissante à systèmes multiples. Le présent rapport traite de preuves scientifiques relatives à ce besoin: la science sous-jacente aux règlements.

Recommandations

(Ces recommandations s'adressent aux parties les plus directement intéressés, mais elles s'incrivent dans un ensemble, conjointement avec la synthèse et les conclusions qui les suivent.)

En ce qui concerne les gouvernements

1. Les politiques en matière d'environnement de la santé publique devraient continuer à insister sur la plus grande réduction possible des taux de plomb dans le sang. Il existe actuellement très peu de marge entre la gamme des taux de plomb dans le sang observés chez les Canadiens et ceux qui ont causé des perturbations biochimiques significatives, surtout chez les jeunes enfants qui habitent les centres-villes.

2. Les organismes gouvernementaux appropriés devraient prendre les mesures nécessaires pour accélérer la diminution de la quantité de plomb contenue dans les aliments, particulièrement ceux destinés aux enfants. Les normes, les directives et les méthodes volontaires s'appliquant actuellement aux produits canadiens devraient également s'appliquer aux biens importés, en particulier aux boîtes de conserve.

3. Tous les paliers de gouvernement devraient traiter la question du plomb dans le contexte global de la production et de la consommation des métaux. En effet, l'utilisation du plomb entraîne toujours celle d'autres

métaux, et vice versa. En particulier, en ce qui concerne les règlements et la surveillance en matière d'environnement, l'accent devrait porter sur les émissions de plomb et d'autres métaux lourds provenant:

- des usines d'extraction du fer et de l'acier
- des fonderies de métaux ferreux (surtout ceux qui traitent la ferraille automobile)
- de l'industrie des métaux non ferreux, ainsi que
- des fonderies de plomb

L'accent devrait porter également sur le stockage des résidus contaminés au plomb de ces usines, parce qu'ils peuvent poser des problèmes dans la mise hors service des installations. Les normes et les directives régissant la présence du plomb dans l'environnement devraient se fonder sur le rythme de dépôt ainsi que sur les concentrations atmosphériques et aqueuses.

4. Il serait urgent que le gouvernment du Canada se penche sur la question des moyens d'élimination des batteries usagées. Les fonderies de deuxième fusion, qui effectuent la plus grande partie de ce travail, semblent se trouver dans une situation financière difficile, à la fois au Canada et aux E.-U. Au Canada seulement, cette industrie recycle le plomb de 15 000 batteries par jour. Si cette industrie devait fermer ses portes (comme cela a été le cas pour 60% des usines américaines usagées-et il existe maintenant un commerce d'exportation au Canada des batteries usagées), le Canada se verrait dans l'obligation de se débarrasser de ces batteries avec l'argent des contribuables et dans des sites publics. L'industrie canadienne a un besoin urgent de se moderniser. Des moyens de production dépassés occasionnent la contamination des zones résidentiels les avoisinantes.

5. Nous appuyons la décision du gouvernement du Canada de procéder à l'élimination de l'essence au plomb à partir du 31 décembre 1992. Le gouvernement devrait décider dès que possible des moyens par lesquels les véhicules qui ont actuellement besoin de plomb pour la lubrification des soupapes pourront demeurer en circulation après la cessation de la vente de l'essence au plomb.

6. Nous sommes d'avis que l'utilisation du MMT (manganèse (I) tricarbonylméthylcyclopentadiényle) aux niveaux actuellement permis, et du MTBE (éther methyl-tert-butyle) sont des antidétonants de remplacement du TEL acceptables pour l'environnement. L'utilisation de méthanol et d'éthanol ne soulève également pas de difficultés.

7. Il est très possible que les raffineurs adoptent une isomérisation ou un reformage plus poussés pour maintenir l'indice d'octane de l'essence. On assisterait ainsi à une augmentation des hydrocarbures aromatiques dans l'essence. Le gouvernement du Canada devrait évaluer les effets sur la santé d'une augmentation de benzène dans l'essence et devrait prévoir l'établissement de limites de concentration permises.

8. Tous les paliers de gouvernement qui s'occupent de la distribution et de l'approvisionnement en eau potable devraient être conscients des points suivants:

- Dans les régions où les eaux de surface et les eaux souterraines sont peu tamponnées et où les précipitations sont acides, il faudrait vérifier la teneur en plomb des approvisionnements en eau non traités dans les usines municipales.

- Lorsqu'on utilise un réservoir de toit pour s'approvisionner en eau potable et lorsque les précipitations sont acides et/ou susceptibles de contenir des concentrations de plomb élevées, il faudrait vérifier si l'eau contient du plomb.

9. Le gouvernement du Canada devrait envisager d'adopter des moyens concrets pour informer le public des effets nocifs sur la santé du décapage de peinture, qui peut amener des teneurs élevées de plomb dans la poussière, surtout à l'intérieur des habitations ou les enfants peuvent l'absorber.

10. Les autorités provinciales et municipales devraient s'assurer que le décapage des ouvrages importants dans les régions peuplées soit effectué par jet de sable mouillé ou par d'autres techniques qui suppriment la poussière.

11. Les autorités provinciales et municipales devraient faire des relevés des surfaces revêtues de vieille peinture sur les maisons et les institutions (en particulier les écoles) et formuler les lignes directrices qui s'imposent. Le gouvernement du Canada devrait envisager d'appuyer les gouvernements provinciaux et municipaux pour mettre sur pied un équipement mobile dont pourraient se servir, pendant de courtes périodes, les autorités locales qui réalisent les relevés. Il existe au Canada une grave manque d'information au sujet de la vieille peinture au plomb.

12. Bien que la peinture au chromate de plomb paraisse poser de risques pour la santé, son empoi tres répandu sur les routes demande que l'on prête attention à la façon dont on l'applique et dont on en dispose

13. La mise hors service d'installations industrielles, l'enlèvement du sol et l'entretien de leurs sites sont essentiels pour prévenir la contamination par le plomb. Des lignes directrices ou des réglements stricts sont requis pour veiller à ce que les mesures appropriées soient prises. En particulier:

- Les propriétaires des installations actuelles, avant de cesser leurs opérations, devrait être tenus de soumettre aux autorités provinciales ou municipales, un plan officiel de mise hors service, comportant notamment une estimation de coûts et les modes de financement prévus;

- Les gouvernements devraient analyser les implications financières liées à l'abandon des sites par les sociétés qui n'ont pas les moyens de les nettoyer;

- Les gouvernements provinciaux devraient dresser la liste des sites connus abandonnés sans avoir été nettoyés, et envisager de faire procéder à leur nettoyage avant d'approuver leur utilisation pour des fins résidentielles ou récréatives.

14. Les sols ou autres terres contaminés au plomb devraient être enlevés des sites suivants:

- les anciennes installations industrielles où le plomb était traité, utilisé ou stocké, et où les teneurs en plomb dépassent celles précisées dans la recommandation 16

- les terrains residentiels, récréatifs ou institutionnels (ou destinés à être convertis à ces fins) où la contamination au plomb dépasse les teneurs précisées dans la recommandation 16

15. Les lignes directrices qui règisent ces enlèvements devraient inclure les points suivants:

- Chacun des cas devrait prévoir les conditions spécifiques qui appliquent à chaque site

- Dans le cas de l'enlèvement du sol des points chauds dans le voisinage de certains sites industriels, il faudrait que les taux de plomb dans le sang des enfants âgés de 6 ans ou moins aient dépassé de façon significative (de l'ordre de 3 ug/dL) le taux typique enregistré ailleurs dans les regions urbaines

- Les sites d'élimination des sols contaminés au plomb devrait être précidés et être acceptables du point de vue de l'environnement

- Les lignes directrices devraient indiquer les teneurs en plomb et en acidité que devraient contenir les sols ou les autres matériaux de remplacement.

16. Les conditions suivantes devraient régler la mise hors service d'anciennes installations industrielles et le nettoyage de la contamination autour des installations actuelles:

- Les teneurs en plomb du sol jusqu'à 500 ug/g sont acceptables pour les zones résidentielles, les jardins et les lopins de terre

- Les teneurs jusqu'à 1000 ug/g devraient être acceptables pour les parcs et autres terrains auxquels les enfants n'ont accès que de façon intermittente

- Si nécessaire, le sol devrait être enlevé jusqu'à une profondeur de 30 cm

L'expérience indique que ces mesures pourraient ne produire aucun résultat si les taux de dépôt du plomb atmosphérique restent élevés, ce qui sera probablement le cas jusqu'à ce que les nouvaux règlements sur l'essence au plomb entrent en vigueur vers la fin de 1987.

17. Il faudrait établir à tous les paliers de gouvernement des normes appropriées en ce qui concerne l'épandage des boues d'égoût sur les terres agricoles. L'utilisation de boues non testés (qui contiennent souvent des concentrations de plomb importantes) dans les jardins ou les parcelles privés ne devrait pas être encouragée.

18. Tous les paliers de gouvernement devraient autant que possible appuyer les groupes locaux qui préparent et diffusent de la documentation sur

les "points chauds" et les groupes menacés pour sensibiliser le public à cette question, en particulier en ce qui concerne l'hygiène personnelle, l'alimentation, l'entretien des lieux et les habitudes récréatives des enfants.

En ce qui concerne l'industrie

(Un bon nombres des recommandations ci-dessus demandent des initiatives de la part de l'industrie. De plus, nous présentons les recommandations spécifiques suivantes.)

19. Les fonderies de première et de deuxième fusion et les affineries devraient, aussi rapidement que les prix le leur permettront, moderniser leurs installations de façon à réduire les émissions dans l'environnement et minimiser l'exposition en milieu de travail (qui, selon nous, est encore trop élevée, compte tenu des données médicales disponibles).

20. L'industrie, devrait reconnaître le besoin de faire participer les groupes locaux , les syndicats et autres organismes en milieu de travail, aux programmes de nettoyage, d'enlèvement du sol, de surveillance de l'environnement et de la santé, et de sensibilisation à la toxicité du plomb.

En ce qui concerne les laboratoires de recherche et les groupes communautaires

21. Il faudra accorder une attention spéciale à l'utilisation de plantes basses comme biomoniteurs pour déterminer la tendance dans le temps des

dépôts de plomb, en particulier au cours de la période d'élimination rapide du plomb dans l'essence.

22. Le risque d'exposition des êtres humains aux endroits où les concentrations de plomb dans le sol sont élevées devrait faire l'objet de travaux de recherche. Ces travaux devraient inclure d'autres analyses des modèles de l'apport et de l'absorption disponibles, et la détermination de l'importance des formes chimiques et physiques du plomb dans le sol, ainsi que de l'âge du plomb déposé.

23. Les moyens d'échantillonnage du sol pour obtenir des valeurs représentatives et comparables de plomb dans le sol doivent être normalisés.

24. Dans les zones de points chauds, il serait souhaitable de vérifier les concentrations de plomb contenues dans les légumes et les fruits des potagers urbains (ainsi que le long des grandes routes). Il serait prudent de laver, d'éliminer les feuilles extérieures et de peler les légumes-racines.

25. Il serait également souhaitable d'identifier et de tester la présence de plomb chez les poissons et les crustacés vivant dans des étendues d'eau contaminées ou susceptibles de l'être.

26. Il faudrait également effectuer d'autres recherches portant sur le lien qui existe entre le plomb contenu dans l'eau acide par rapport à l'eau neutre et l'absorption par le poisson. Le plomb n'est pas le seul métal qui peut s'accumuler; le cadmium et le mercure peuvent se retrouver à des concentrations élevées chez les poissons de lacs acides.

27. Il faudrait effectuer d'autres travaux pour analyser les transformations biologiques du plomb organique dans les écosystèmes aquatiques.

28. Etant donné que la meilleure façon de mesurer l'exposition au plomb est de connaître le taux de plomb dans le sang, il faut s'assurer que les résultats peuvent être comparés. Dans les enquêtes portant sur un groupe d'adultes ou d'enfants, il faudrait normaliser et contrôler les méthodes de prise et de conservation du sang. Seulement le sang veineux devrait être utilisé que ce soit pour les enfants ou pour les adultes. Le sang capillaire ne devrait être utilisé que par des personnes expérimentées qui ont reçu une formation spéciale de prise de sang par piqûre.

29. Les enquêtes portant sur les taux de plomb dans le sang devraient toujours comporter l'identification des points chauds et être réalisées annuellement, durant les périodes de nettoyage. Lorsque cela est possible, les enquêtes sur la santé réalisées à d'autres fins devraient inclure de telles analyses.

En général

30. Pour que les recommandations çi-dessus puissent être efficaces, tous les organismes responsables à tous les paliers de gouvernement, et tous les autres intéressés, au sein des gouvernements et en dehors, doivent agir ensemble, rapidement et en étroite coopération. Les obstacles à une forte reduction de l'exposition au plomb ne sont pas techniques mais d'ordre institutionel.

Conclusions

Les recommandations qui précèdent sont fondées sur les conclusions de la Commission, incluses dans le résumé qi suit. Les rubriques correspondent à celles numérotées dans le rapport.

I La question du plomb est-elle importante ?

1. La plupart des gens semblent peu préoccupés par cette question. Les réunions publiques annoncées ont suscité peu d'intérêt. De nombreux Canadiens modifient systématiquement leur voiture afin de pouvoir utiliser de l'essence au plomb, faisant fi de la menace que l'inactivité des catalyseurs représente pour leur propre santé et celle des autres. Même les résidents des points chauds urbains ne semblent pas, pour la plupart, se soucier de cette question.

2. Les diagnostics posés au départ de l'hôpital indiquent que l'empoisonnement par le plomb est une cause rare chez les enfants canadiens et il est rare que l'on doive recourir à la thérapie par chélation au Canada. Cette cause d'empoisonnement est négligeable si on la compare à l'empoisonnement par l'aspirine ou aux autres médicaments. Les accidents constituent un danger beaucoup plus grand que le plomb ou les médicaments. Peu de médecins possèdent beaucoup d'expérience dans le traitement des empoisonnements par le plomb.

3. Toutefois, le plomb peut avoir des effets plus subtils sur les enfants et peut-être sur les personnes d'âge différent, aux faibles expositions de plomb typiques au Canada. Le rapport traite principalement de cette question et les raisons pour lesquelles il y a encore besoin de mesures de contrôle, malgré des améliorations rapides.

II Situation actuelle du plomb dans l'environnement au Canada

1. Il est difficile de surveiller les concentrations de plomb dans l'environnement. En particulier, la dérivation des doses représentatives de plomb dans l'eau et le sol est coûteux et il est difficile de surveiller leur évolution dans le temps.

2. Les concentrations de plomb dans l'air ambiant au Canada ont diminué de façon constante depuis 1973; elles sont actuellement inférieures à celles des certaines autres pays industrialisés. Elles devraient continuer à décliner lorsque le plomb contenu dans l'essence sera réduit à compter de 1987.

3. Aux E.-U., une chute semblable des concentrations (bien qu'à un niveau supérieur à celui du Canada) a eu lieu presque en même temps que la baisse des émissions de plomb dans l'essence. Cette constatation s'applique également au Canada. Cependant, les concentrations de plomb dans l'air ambiant ont également diminué dans plusieurs pays où l'essence au plomb continue d'être largement utilisée.

4. Il n'est pas possible de dire si des améliorations semblables se sont produites dans les sols et les étendues d'eau. Cela est peu probable étant donné que le plomb a la propriété de s'accumuler et de demeurer dans les sols et les sédiments.

III Les industries du plomb

1. Le Canada est le troisième producteur de plomb extrait dans le monde occidental, le cinquième producteur de plomb affiné et le deuxième exportateur de concentrés de plomb et de métal affiné. Depuis 1979, les prix sont demeurés très bas de sorte que l'industrie a dû se battre pour survivre. Dans le secteur de l'exploitation minière et du traitement, le Canada, est concurrentiel, mais ses fonderies et ses affineries sont parmi les plus coûteuses au monde.

2. La consommation de plomb au Canada a augmenté lentement, mais demeure beaucoup moins importante que la production nationale, d'où le besoin d'exporter. Les principaux marchés d'exportation ont été les E.-U., l'Europe et le Japon, qui devraient demeurer très concurrentiels dans un avenir prévisible. Les entreprises d'extraction du plomb (les deux principales sont Cominco Ltd. et Noranda Inc., par l'intermédiaire de la Brunswick Mining and Smelting Co.) doivent donc opérer dans un contexte difficile au niveau des prix. Leur fonctionnement nécessite l'implantation de techniques antipollution, coûteuses et complexes.

3. Les estimations de 1982 (l'inventaire le plus récent) révèlent que 73 000 tonnes de plomb ont été déversées dans l'environnement canadien. Soixante-et-un mille tonnes étaient constituées de déchets solides, en grande partie inertes. La partie vitale était composée de 11 446 tonnes émises sous forme de particules dans l'atmosphère (7 278 tonnes ou 63% provenant de l'essence au plomb). Le reste des émissions provenait principalement de l'exploitation minière, des fonderies et des affineries (incluant de grandes quantités provenant de la production de fer, de l'acier et de métaux non ferreux). Les effluents déversés dans l'eau n'ont compté que pour 562 tonnes dont la plus grande partie (412 tonnes) se trouvait dans les boues d'égoût (provenant de plomb d'essence et de plomb industriel transporté par les égoûts). Les déchets solides ajoutés directement au sol ont été importants mais faibles en activité chimique (à l'exception des particules dérivant de l'essence, en particulier près des grandes routes).

4. Le minerai de plomb se trouve étroitement associé à celui du zinc et contient plusieurs autres métaux lourds en faibles concentrations. En d'autres termes:

- Pour produire du zinc, il faut un sous-produit du plomb, habituellement sous forme de concentré; par conséquent, la production du plomb ne peut pas subir de restrictions ou d'augmentations sous le simple effet de la fluctuation des prix et de la demande pour le plomb lui-même;

- Les déchets résultant de la production du plomb (ou du zinc) contiennent toujours d'autres métaux lourds dont certains (le cadmium, en particulier) peuvent être très toxiques; et

- Les règlements et la surveillance relatifs au plomb devraient toujours être appliqués dans le contexte d'une protection globale contre les métaux lourds en tant que groupe.

5. Les fonderies de plomb de deuxième fusion, dont sept sont actuellement en exploitation, sont essentielles au fonctionnement global de l'industrie et au nettoyage de l'environnement. Elles recyclent les déchets de plomb, notamment 15 000 batteries au plomb par jour. L'efficacité du recyclage est estimée à 98%. Sans les fonderies de deuxième fusion, ces déchets seraient déversés dans l'environnement et pourraient constituer un danger grave. Cette industrie a un rôle spécial à jouer pour la protection de l'environnement étant donné qu'elle se situe près des régions habitées.

6. Les fonderies de deuxième fusion se trouvent dans les régions urbaines. Il y en a trois au Canada qui sont près des habitations et leurs fuites de plomb y causent depuis longtemps des problèmes environnementaux; néanmoins, cette situation s'est améliorée. Cette industrie est actuellement tout juste rentable. Aux E.-U., la capacité de recyclage est passée de 1,1 million de tonnes de plomb par année à 400 000 tonnes actuellement. D'ici à 1990, près de 1,4 million de tonnes de plomb de batteries épuisées seraient déposées dans l'environnement sans aucun contrôle (et une certaine quantité

exportée vers le Canada, comme c'est le cas actuellement). Si la deuxième fusion du plomb et le transport des batteries usagées étaient réglementés en vertu de la Loi sur les produits dangereux ou de la Loi sur le transport des produits dangereux, cette industrie pourrait se voir dans l'obligation de fermer ses portes. Cette situation causerait le même problème que connaîssent actuellement les Etats-Unis pour se débarrasser de leures déchets.

7. Au Canada, les principales industries qui utilisent du plomb sont les entreprises de fabrication de batteries au plomb, de peinture et de recouvrement (beaucoup moins nombreuses que dans le passé), de produits chimiques variés, de soudure, de boîtes de conserve soudées au plomb, de câbles téléphoniques et électriques, et divers articles utilisés en plomberie, toiture et équipement électrique. L'utilisation de peinture au plomb (maintenant limitée aux surfaces extérieures) continue de poser des problèmes d'exposition en milieu de travail et affecter à l'occasion d'autres personnes, en particulier lorsque la vieille peinture s'écaille ou est décapée au jet de sable. Il ne semble pas que ce problème soit aussi sérieux qu'il ne l'est, parait-il, aux E.-U. Les autres formes d'utilisation du plomb sont réglementées de façon appropriée et ne présentent pas de dangers environnementaux graves.

8. La rentabilité faible ou nulle des fonderies de première et de deuxième fusion et des affineries de plomb a retardé les plans de modernisation des équipements. Le fait que ces industries ne se soient pas capables de contrôler leurs émissions et de protéger suffisement l'environnement découle en partie de l'utilisation d'une technologie dépassée.

IV Utilisation du plomb dans l'essence

1. Le plomb-tétraéthyle (TEL) a été le principal additif antidétonant utilisé dans l'essence depuis 1926 au Canada. Son utilisation a commencé à diminuer en 1974 après qu'une norme fédérale de 0,77 g/L de plomb dans l'essence a été imposée. La consommation de plomb dans le TEL a produit des émissions de 14 360 tonnes en 1973, année record. Les émissions ont ensuite chuté pour atteindre le niveau actuel de 7 000 tonnes. Elles continueront de descendre jusqu'à 2 750 tonnes lorsque de nouveaux règlements entreront en vigueur en 1987 et à 141 tonnes lorsque d'autres restrictions seront imposées en 1992. Par conséquent, la principale source de plomb dans la poussière et le sol est en train d'être rapidement éliminée.

2. Le déficit en octane qui résultera du retrait du TEL devra être compensé par d'autres additifs ou par une technologie de traitement modifiée (une réduction de l'indice d'octane est irréaliste compte tenu des exigences en matière de rendement des moteurs). Ces deux moyens devraient vraisemblablement être utilisés par les raffineurs à mesure que l'essence au plomb sera remplacé.

3. L'additif MMT (tricarbonyl méthyl cyclopentadienyl de manganèse) doit actuellement être utilisé à la concentration de 0,018 g/L, ce qui rend son utilisation facilement tolérable. Le manganèse est un élément que l'on trouve en abondance dans la nature et nous y sommes exposés à des concentrations dépassant celles qui résulteraient de son utilisation comme additif de remplacement du TEL à la concentration normalisée actuelle.

4. L'utilisation accrue de méthanol et d'éthanol ne présente également aucun danger pour la santé prévisible bien qu'il reste des problèmes techniques à résoudre lorsqu'on utilise ces carburants comme additifs.

5. Le MTBE (éther méthyl butyl tertiare) est un additif intéressant pour faire augmenter l'indice d'octane. Aux E.-U., il est actuellement mélangé à une quantité maximale de 11% d'essence. Il n'existe aucune installation de fabrication de ce composé au Canada. Les matériaux bruts requis sont le méthanol (le Canada en a un surplus) et l'isobutène, qui doit être importé. Aucun danger pour la santé n'a été décelé.

6. Le reste de la demande en octane sera satisfaite par des mises de fond visant à accroître la qualité du reformage et d'autres changements dans les procédés de raffinage, y compris l'isomérisation. Les coûts d'investissement sont évalués par l'industrie à 800 millions de dollars pour l'utilisation du plomb à la concentration normalisée de 0,026 g/L à compter de 1990, en partant du niveau actuel de 0.45 g/L. Selon nous, l'industrie devrait atteindre son objectif à un montant moins élevé, étant donné que (i) les entreprises ont négocié une date ultérieure pour l'imposition de cette nouvelle norme (prévue pour le ler janvier 1993) et que (ii) des progrès technologiques considérables sont actuellement réalisés par les raffineurs américains qui ont dû se plier à cette norme beaucoup plus tôt. Nous prévoyons une augmentation du prix au détail de l'essence ne dépassant pas 2,1 cents du litre pour atteindre cet objectif (selon les ventes et les modalités de taxation en vigueur en 1985).

7. Ces changements relatifs au raffinage ou aux additifs auront pour conséquence de faire augmenter la concentration de certains hydrocarbures aromatiques dans l'essence, notamment du benzène, du toluène et du xylène. Nombre de ces hydrocarbures sont toxiques et certains (notamment le benzène) sont cancérigènes pour les animaux et les humains. C'est pourquoi nous croyons qu'il serait prudent de minimiser la présence d'hydrocarbures aromatiques dans l'essence.

V Voies de pénétration du plomb dans l'environnement

1. Les émissions atmosphériques de plomb dérivant d'activités industrielles sont, d'un point de vue global, la source principale de plomb qui parcourt l'environnement et qui s'y loge. Les organismes vivants (biota) absorbent une partie de ce plomb à partir du sol ou de l'eau, mais ces milieux reçoivent la plus grande partie de leur approvisionnement des retombées atmosphériques.

2. Le temps de résidence des particules de plomb dans l'air est assez court (10 jours en moyenne). C'est pourquoi le calcul des concentrations des dépôts (retombées atmosphériques) constitue une meilleure méthode pour mesurer la charge de plomb dans l'environnement que la méthode habituelle consistant à mesurer les concentrations de plomb dans l'air ambiant.

3. Le plomb est dispersé dans les régions éloignées par les vents, tel que confirmé par le plomb retrouvé dans les glaciers, les sédiments lacustres

et les plantes indicatrices. Le plomb qui est contenu dans les mousses et les lichens recueillis dans des communautés naturelles provient de dépôts de plomb.

4. Le plomb contenu dans le sol est persistant et peut constituer une source d'absorption par les plantes, les animaux et les jeunes enfants.

5. Les légumes et les fruits poussant près du sol (par exemple, les fraises) peuvent être contaminés par le plomb contenu dans l'atmosphère et déposé directement, ou par le plomb du sol. Seul le plomb de l'atmosphère affecte les fruits poussant à une certaine hauteur. Les plantes éclaboussées de sol contenant du plomb devraient être plus affectées que par le plomb qui pénètre par les racines dans le sol.

6. Le plomb contenu dans l'environnement ne constitue pas une menace pour la biota des systèmes terrestres et aquatiques, à l'exception de ceux qui se trouvent près de sources ponctuelles (telles que les mines, les fonderies et les grandes routes) ou dans d'autres régions de contamination élevée. Les cibles humaines sont moins tolérantes.

7. La toxicité du plomb dépend de sa forme chimique et d'autres facteurs physiques et chimiques, ainsi que de la sensibilité ou de la tolérance inhérentes de l'organisme. Le plomb organique (tel que le TEL) est beaucoup plus toxique que le plomb inorganique (les poussières de minerai de plomb, par exemple).

8. Le plomb s'accumule et persiste dans les sédiments où il peut être absorbé par les organismes qui y vivent (benthiques). Il peut alors être intégré à la chaîne alimentaire.

9. Le plomb n'est pas bio-amplifié dans la chaîne alimentaire; il a plutôt tendance à décroître pour atteindre des niveaux trophiques successifs. La démonstration a pu être faite à plusieurs reprises en ce qui concerne les systèmes aquatiques, d'eaux douces et d'eaux marines, et moins fréquemment en ce qui concerne les systèmes terrestres.

10. Les précipitations polluées contribuent à augmenter la quantité de plomb dans l'environnement terrestre et aquatique, comme ont pu le révéler les concentrations accrues de plomb dans les précipitations acides de certaines régions. L'importance de ce surplus de substances acides en ce qui a trait aux effets démontrés ou potentiels sur la santé humaine n'est pas connue.

11. Le plomb déjà présent dans l'environnement peut être mobilisé à partir du sol, des sédiments ou de la végétation par dépôt acide résultant d'une solubilité accrue. En général, cette situation se produit lorsque le pH (niveau d'acidité) est inférieur à 4; cependant, il n'a pas été confirmé que cette situation se produit réellement dans l'environnement.

12. La quantité de plomb dans l'eau potable peut augmenter dans les régions où l'eau est douce et acide, mais dans la plupart des cas la source de plomb se trouve être le système de distribution. L'eau contenant du plomb peut

être éliminée en ouvrant le robinet pour laisser couler l'eau qui a reposé pendant une certaine période. Nous n'avons pas trouvé de preuves pour démontrer qu'il s'agit d'un problème important au Canada.

13. L'utilisation de réservoirs de toit pour recueillir l'eau domestique est la cause d'une concentration de plomb inacceptable dans l'eau potable. Le plomb, dans ces circonstances, ne peut pas être éliminé en laissant couler l'eau du robinet.

14. L'eau souterraine ou l'eau de surface acide utilisée directement à des fins domestiques peut contenir des concentrations de plomb inacceptables dans certaines régions où les roches sont siliceuses et insolubles et où l'eau est douce. Le fait de laisser couler l'eau du robinet ne permettra pas de remédier à cette situation. Une fois de plus, nous n'avons pas eu à faire face à ce problème, mais nous croyons qu'il existe à certains endroits.

15. Les poissons vivant dans les lacs acides contiennent plus de plomb que ceux vivant dans les lacs plus neutres, mais dans un environnement comparable. Cette relation de nature statistique a pu être démontrée expérimentalement. Dans le cas du poisson, le plomb s'accumule principalement dans le rein, le foie et les os, plutôt que dans le tissu musculaire qui est habituellement utilisé pour la consommation humaine.

VI Absorption de plomb par l'organisme humain

1. Les deux principales voies d'absorption de plomb dans l'organisme humain sont l'inhalation (de l'air) et l'ingestion (par l'eau, les boissons, la

poussière et le sol). L'apport correspond à la quantité totale de plomb entrant dans l'organisme; l'absorption à la quantité totale retenue).

2. Le plomb dans le sang est lié au taux d'absorption de plomb. Selon les données recueillies par plusieurs chercheurs, l'absorption correspond à environ 0,4 (40%) de l'apport quotidien, mais il y a des différences dans les taux d'absorption entre les enfants et les adultes.

3. En ce qui concerne l'inhalation, l'absorption du plomb inhalé équivaut à environ 50% de la quantité totale inhalée de particules aérosol de la taille du sousmicron (inférieur à 1 micromètre de diamètre). Le dépôt de plomb dans le système respiratoire dépend de la taille des particules; les grosses particules n'atteignent habituellement pas les parties profondes de l'appareil respiratoire, de sorte que leur taux d'absorption est ce beaucoup inférieur à 50% du plomb total inhalé.

4. En ce qui concerne le plomb inorganique, la taille des particules est plus importante que la forme chimique du plomb pour déterminer le rapport apport-absorption.

5. En ce qui concerne l'ingestion, le rapport de l'absorption à l'apport est beaucoup plus variable que dans le cas de l'inhalation, se situant entre 80% et moins de 10%. La quantité et le type de nourriture, l'état nutritionnel, l'âge et le sexe ont tous des effets sur ce rapport. Les données recueillies indiquent, qu'en général, les enfants absorbent plus de plomb provenant de leur alimentation que les adultes. Le rapport de l'absorption à l'apport total s'élève, selon des chiffres conservateurs, à 15%.

6. Les aliments et les boissons étaient dans le passé sérieusement contaminés par la soudure des boîtes de conserve, mais cette source a été en grande partie éliminée. Toutefois, les jeunes enfants peuvent encore absorber trois fois plus de plomb par unité de poids corporel unitaire que les adultes.

7. Le plomb contenu dans les aliments comprend le plomb assimilé par les plantes qui constituent rarement une source importante de plomb, à l'exception (peut-être) de légumes à feuilles, cultivés ou emmagasinés dans des régions où les dépôts de plomb sont élevés.

8. Le taux de plomb peut augmenter chez certains poissons ou crustacés provenant d'environnements contaminés, même s'ils n'en subissent pas les effets toxiques. Comme aliment, ils peuvent toutefois constituer une source de plomb pour l'organisme humain. Les prises des poissons et des crustacés pourraient contenir des concentrations en plomb qui dépassent les lignes directrices pour la consommation humaine.

9. Le plomb contenu dans le sol constitue une source de plomb ingéré, en particulier par les jeunes enfants étant donné qu'ils manipulent et mangent de la terre, qu'ils en portent à la bouche et que la poussière de sol peut contaminer les jouets et les objets domestiques. Mais l'importance quantitative de cette voie de pénétration est encore controversée. Les populations habitant dans des zones de sol très contaminé ne présentent pas toujours des augmentations correspondantes de plomb dans le sang. Une récente évaluation du plomb dans le sang par rapport au plomb contenu dans le sol en Angleterre est de 0,6 ug/dL pour 1000 ug/g de plomb dans le sol. Il existe une

disparité énorme entre les différentes études portant sur cette relation, qui peut avoir une grande importance sur le nettoyage des sols contaminés. L'apport du plomb dépend principalement d'additions récentes de plomb au sol.

10. Les méthodes d'échantillonnage du plomb dans le sol diffèrent beaucoup, c'est pourquoi il faut prendre soin, en particulier lorsqu'on compare les résultats de différentes études, de déterminer exactement ce que l'on entend par plomb dans le sol. S'agit-il du plomb provenant du sol de surface, de résidus ou de carottes de sondage intégrées?

11. Les modèles quantitatifs peuvent être utiles pour évaluer l'exposition au plomb de diverses sources, mais il y a beaucoup d'incohérence entre les différentes études en raison des incertitudes qui existent au niveau de l'apport, de l'absorption et du transfert du plomb de la source au sang. Les modèles peuvent néanmoins fournir des renseignements qui pourraient influer sur les décisions en matière de réglementation et de stratégie antipollution.

VII Les effets sur la santé de l'exposition au plomb

1. La détermination des taux de plomb dans le sang au Canada, qui est la méthode la plus acceptable pour mesurer l'exposition récente au plomb, a permis de constater que les taux y sont moins élevés que dans tous les pays dont a pu obtenir des données comparables. Le Canada, même s'il semble en meilleure posture que d'autres, n'est cependant pas à l'abri de ce problème.

2. Cette situation relativement favorable est réelle même dans les "points chauds" traités dans la Section VIII. La proportion d'enfants dont le taux de plomb dans le sang se situe au-dessus du taux d'intervention recommandé de 25 ug/dL est sensiblement moins élevée que dans les grandes régions urbaines d'autres pays.

3. Cet avantage résulte en grande partie, selon nous, du fait que la croissance des villes canadiennes est un phénomène récent, et donc le délabrement des centres-villes est rare. Jouent également un rôle les normes élevées en matière de santé et de logement, et la vigilance des autorités et des groupes communautaires et de quartier. Cependant, on ne peut pas encore se féliciter des taux de plomb dans le sang enregistrés dans les centres-villes. Ils devraient être inférieurs.

4. Certains Canadiens sont plus exposés que d'autres, étant donné la répartition inégale du plomb dans l'environnement, les différences en matière d'habitudes et d'hygiène personnelles ainsi que les taux d'absorption et les différents types de métabolisme. Les femmes, en particulier lorsqu'elles sont enceintes, et les jeunes enfants sont les groupes les plus vulnérables, tout comme les groupes à faible revenu.

5. Le plomb est une toxine qui a des effets nocifs bien connus sur plusieurs systèmes de l'organisme humain. Néanmoins, le nombre de cas d'empoisonnement au plomb déclarés est très faible. C'est pourquoi la Commission s'est concentrée sur les effets résultant de la présence du plomb dans l'organisme des Canadiens qui ne sont pas exposés au plomb dans leur milieu de travail.

6. Il n'existe pas de façon déterminante ou catégorique qui permette d'établir un taux où le plomb peut avoir eu des effets nocifs sur la santé d'une personne dont le taux d'exposition a été faible.

7. La biosynthèse de l'hème et d'autres processus métaboliques sont touchés. L'inhibition du plomb par l'enzyme AALD (acide aminolévulinique déshydratase) peut être observée à des taux de plomb dans le sang aussi faibles que 10 ug/dL. La biosynthèse de l'hème ne subit probablement pas de diminution avant que le taux d'AALD descende à un niveau de 20 à 30% inférieur à la normale. L'inhibition du ferrochelatase s'établit à des concentrations supérieures à 35-40 ug/dL; cependant, l'anémie ne se manifeste pas habituellement tant que les taux n'ont pas atteint 50 ug/dL chez les adultes et 40 ug/dL chez les enfants. Le 1,25-dihydroxy vitamine D diminue à des taux de plomb dans le sang supérieurs à 33 ug/dL.

8. La nature de la relation qui existe entre le plomb dans le sang et les effets neuropsychologiques qui en résultent chez les enfants soulève beaucoup de controverse. Les deux principaux problèmes sont les suivants:

- La difficulté de déterminer les contributions relatives du plomb et des facteurs socio-démographiques aux fonctions neuropsychologiques des enfants;

- Les difficultés d'interprétation qui sont attribuables au fait que le plomb a des effets minimes sur l'organisme. Même si les études sont actuellement réalisées de façon prospective, les observations faites dans les études antérieures n'ont pas encore été confirmées.

Toutefois, la cohérence de la direction de cette relation, même après un ajustement statistique pour relever les variables de confusion, laisse supposer que les effets sont réels mais faibles.

9. Des études neurophysiologiques portant sur le système nerveux central des enfants laissent supposer que le système nerveux central subit d'autres effets. Ces études ont produit des résultats contradictoires qui sont difficiles à interpréter. La Commission est d'avis qu'elles n'ont pas dépassé le stade expérimental.

10. Les effets sur le système nerveux périphérique ont été analysés. Il y a peu de doute que la conduction nerveuse est modifiée à des taux de plomb dans le sang aussi faibles que 50 ug/dL, mais les données sur les changements produits à des taux inférieurs ne permettent pas de tirer des conclusions.

11. L'étude US NHANES II a révélé qu'il existait une relation entre le taux de plomb dans le sang et la tension artérielle chez certains groupes. On a trouvé une faible relation semblable dans une cohorte industrielle au Canada, mais une relation causale entre le plomb dans le sang et la tension artérielle reste à établir. Quoi qu'il en soit, cette relation, bien que réelle, est faible. Les données disponibles sont insuffisantes pour évaluer les épargnes qui pourraient être réalisées sur les coûts de santé au Canada si le taux de plomb dans le sang chez la population adulte diminuait.

12. La Commission ne croit pas qu'il faille entreprendre des enquêtes importantes pour évaluer la charge de plomb chez la population canadienne. Les enquêtes faites à d'autres fins devraient, toutefois, inclure des mesures du plomb dans le sang. Ces enquêtes devraient se concentrer sur les points chauds identifiés. L'enlèvement du sol ne devrait être entrepris que dans les régions où l'élévation des taux de plomb dans le sang chez les enfants est importante.

13. Le grand nombre de travaux de recherche réalisés depuis cinq ans, surtout hors du Canada, n'ont donc pas démontré que le plomb avait des effets sérieusement nocifs sur la santé des Canadiens dont l'exposition moyenne au plomb est moins élevée que pour les habitants d'autres pays industriels. L'expérience clinique permet d'établir que les cas graves d'empoisonnement par le plomb sont très rares et que les effets plus subtils susmentionnés n'ont pas été détectés.

14. Néanmoins, la Commission conclut, comme dans son rapport provisoire, que les effets des faibles taux de plomb dans le sang sur le fonctionnement du système hématopoiétique (notamment sur la synthèse de l'hème) justifie la réduction du plomb dans le sang à des taux inférieurs à ceux de 1986. Les raisons qui incitent à agir de cette façon sont davantage attribuables à la prudence qu'aux données prouvant clairement que les effets sont nocifs; il existe un très petit écart entre les taux de plomb dans le sang observés et les taux auxquels on observe des perturbations biochimiques significatives.

VIII Points chauds

1. Les zones où l'exposition au plomb est potentiellement élevée, appelées points chauds, sont situées dans deux types principaux de sites:

- près des fonderies de plomb de deuxième fusion ou des usines métallurgiques dans les régions urbaines qui recyclent la ferraille des voitures mises à la casse; et
- près des fonderies de première fusion, des mines ou des concentrateurs et également près des installations de production de fer, d'acier et de métaux non ferreux.

2. Quelques-uns seulement de ces sites potentiels ont attiré l'attention du grand public: parmi les exemples notables, mentionnons South Riverdale et le quartier Niagara à Toronto; le secteur de Weston School à Winnipeg; et les usines d'extraction du plomb de Trail et Kimberley (C.-B.) et Belledune-Bathurst-Dalhousie (N.-B.). Il existe probablement d'autres régions de sol contaminé au pays où des usines, utilisant du plomb, ont fermé leurs portes. On a découvert recemment un cas dans une ville ontarienne.

3. Dans les points chauds urbains, les concentrations de plomb dans le sol sont habituellement élevées près des usines, et la poussière peut également contenir beaucoup de plomb. Des taux de plomb dans le sang sensiblement supérieurs aux taux courants ont été observés chez des enfants même si les mesures énergiques prises depuis dix ans par les associations de quartier, les

autorités de santé locales et les entreprises concernées se sont traduites par une baisse importante des émissions de plomb. Il faudrait retenir comme principe fondamental qu'aucun enfant ne devrait être plus exposé aux risques inhérents au plomb dans l'organisme parce qu'il vit à un endroit plutôt qu'à un autre. Les taux de plomb dans le sang chez les enfants qui habitent dans les points chauds de Toronto sont retombés à un niveau jugé presque normal pour les expositions urbaines, à l'exception d'une zone où les taux se situent encore à environ 3 ug/dL au-dessus des taux en général. Peu d'enfants semblent avoir actuellement des taux de plomb dans le sang veineux au-dessus de 20 ug/dL (même si les renseignements obtenus sont peu nombreux).

4. Le plomb de l'essence continue à contribuer à l'absorption totale de plomb dans toutes les régions urbaines, et la réduction des émissions provenant des fonderies ne permettrait pas à elle seule de réduire les taux de plomb dans le sang à des valeurs normales. Le plomb dans le sol et la peinture écaillée peuvent également y contribuer même si il n'a pas été démontré que cette dernière constitue une source importante de plomb chez les enfants canadiens.

5. Les régions d'exploitation minière, de fonderie et d'affinerie de Trail-Kimberley et Belledune-Bathurst-Dalhousie sont éloignées des grandes concentrations de population, et elles ne semblent pas constituer une menace pour les habitants locaux. Les règlements sur les émissions semblent, en général, respectés même si le fonctionnement de l'usine de Trail varie quelque peu, par décision ministérielle, du règlement original. Le contrôle des

effluents semble, après plusieurs échecs, être maintenant efficace. Les expositions élevées enregistrées dans le passé à Trail se sont traduites par des taux élevés de plomb dans le sang des enfants. Même s'il y a pas eu d'enquêtes récentes, ce taux semble avoir diminué. Avant que des améliorations environnementales puissent être apportées dans ces deux régions, il faudra moderniser les installations de production. Les habitants de ces agglomérations sont beaucoup plus préoccupés par les emplois et par l'avenir de cette industrie que par l'exposition au plomb.

6. La peinture au plomb ne semble pas constituer un problème important au Canada. Nous n'avons pas relevé de cas où cette source avait contribué de façon certaine à l'élévation des taux de plomb dans le sang de certains groupes d'enfants même si on l'avait considérée comme une cause possible des taux les plus élevés enregistrés à South Riverdale. Il faudra remédier au manque d'information générale qui existe sur la vieille peinture au plomb.

7. De plus, on n'est pas suffisamment conscient des dangers potentiels liés à l'enlèvement de la vieille peinture au plomb. Il est important que ce danger soit mieux connu.

8. Le Canada devra mettre au point une méthode plus approfondie et normalisée pour mettre hors service et décontaminer les anciens emplacements industriels, en particulier ceux qui sont imprégnés de résidus de plomb. Lorsque ces emplacements se trouvent dans des régions qui devraient servir à la construction domiciliaire ou à la culture, il faudra que le renouvellement des

sols s'appuie sur des normes rigides. L'enlèvement du sol dans les zones domiciliaires contaminées doit également faire l'objet de mesures de décontamination appropriées. Il serait prudent de retarder l'enlèvement des sols jusqu'à la prochaine accélération du taux de diminution du plomb d'essence (l'été de 1988) pour prévenir la recontamination des terrains.

9. Les mêmes exigences s'appliquent à l'épandage des boues d'égoût sur les terres agricoles. Un grand nombre des résidus de plomb provenant des zones urbaines sont transportés dans ces boues. Des directives rigides doivent être appliquées pour contrôler leur utilisation dans les régions agricoles (où, toutefois, il peut être souhaitable d'utiliser leurs autres propriétés). La Commission ne conseille pas l'épandage des boues d'égoût non testées sur les jardins privés.

10. Pour que l'exposition au plomb dans les points chauds descende à des niveaux semblables à celle des autres régions urbaines, l'élément-clé est l'éducation. L'hygiène personnelle, l'alimentation et les habitudes récréatives jouent un rôle imporant dans l'absorption. Les associations de quartier, les organismes communautaires et les groupes d'intérêt publics nationaux ont tous un rôle à jouer dans l'éducation. Ils peuvent en outre aider à en surveiller l'efficacité et à attirer l'attention du grand public aux nouveaux dangers ou aux lacunes de la technologie. La collaboration entre ces groupes, les autorités de santé locales et les autorités en matière d'environnement ainsi que les sociétés s'intensifie, mais pas assez rapidement. Il faudrait l'encourager par tous les moyens possibles.

IX Qu'est-ce que cette situation représente pour le Canada?

1. Pendant de nombreuses années, un marché pour le plomb au Canada, ainsi qu'un marché d'exportation existeront encore. Comme ces deux marchés continueront de faire face à une forte concurrence, il sera difficile de moderniser les installations.

2. Le Canada doit traiter l'industrie du plomb dans son ensemble et considérer les résidus, le recyclage et les problèmes environnementaux comme une partie de cet ensemble. L'enchevêtrement des compétences gouvernementales à l'égard de cette industrie constitue un obstacle à une telle approche intégrée.

3. Néanmoins, le Canada peut largement se permettre d'éliminer les autres dangers liés à l'utilisation du plomb, et il devrait le faire.

RAPPORT PRINCIPAL

I Préambule

1. Exposé de la question

Le plomb est un métal lourd très utile que l'on trouve à l'état naturel disséminé dans l'environnement, et principalement enfoui sous forme insoluble et biologiquement inoffensive. Mais depuis qu'il est extrait, de grandes quantités de plomb sont émises dans l'atmosphère et pénètrent dans le sol et les eaux de surface avant de s'introduire dans le corps humain.

Chacun d'entre nous transporte dans ses tissus une quantité importante de plomb contrairement à nos ancêtres éloignés qui n'en portaient que quelques traces. Le plomb étant très toxique, la charge corporelle de ce métal constitue une menace potentielle pour la santé. Des concentrations élevées de plomb peuvent causer certaines maladies ou même la mort. Sa présence en faibles concentrations affecte divers systèmes de l'organisme humain. Même les faibles charges typiques à la population canadienne sont jugées dangereuses. Pendant des siècles nous avons été confrontés à ces dangers pour la santé mais ce n'est que depuis quelque temps que nous sommes sensibilisés à leurs répercussions, en particulier sur nos enfants et les femmes enceintes. Notre bien-être serait-il compromis?

Certains Canadiens le croient certainement. L'intervenant le plus actif dans les activités de la Commission a été l'Association canadienne pour enfants et adultes ayant des troubles d'apprentissage. Dans son exposé

recommandant l'élimination du plomb quelle qu'en soit la source, la porte-parole, Mme Barbara McElgunn, écrivait que "nous ne pouvons pas nous permettre, moralement ou économiquement, de risquer la santé et la capacité des enfants canadiens". Son exposé exprimait une inquiétude partagée par un certain nombre de personnes qui ont communiqué avec la Commission.

La Commission, toutefois, n'envisageait pas de limiter son étude à l'évaluation des risques que représente le plomb pour la santé, bien que cette question ait été analysée en profondeur. Le plomb est un métal tellement utile, notamment dans les batteries d'accumulateurs au plomb, qu'il est impossible de l'éliminer complètement tant que d'autres technologies n'auront pas été mises au point. Si, comme le réclament les groupes d'intérêt public, l'utilisation du plomb est réduite au maximum, les emplois et les investissements dont a besoin l'industrie seront touchés ainsi que la balance des paiements du Canada. Il est possible que de telles réductions soient nécessaires, mais elles seront sûrement dispendieuses pour certains. C'est la raison pour laquelle nous nous sommes penchés sur les conséquences économiques de l'élimination graduelle du plomb.

Le but visé n'a pas été de rédiger une encyclopédie sur le plomb. Il existe plusieurs excellents exposés sur ce métal et sur ses effets sur l'environnement et la santé. Signalons à cet égard celui du Conseil national de recherches du Canada intitulé Effets du plomb dans l'environnement, 1978 : aspects quantitatifs (Jaworski, 1978). Parmi les autres excellents documents, mentionnons celui publié par l'Environmental Protection Agency

(EPA, 1986) des É.-U. et le neuvième rapport de la Commission royale de la Grande-Bretagne sur la pollution environnementale, Lead in the Environment (Southwood, 1983). Nous nous sommes fondés sur ces rapports impressionnants pour aborder les questions qui concernent particulièrement le Canada.

Le présent rapport commence par une analyse des sources de plomb dans l'environnement qui, du moins sous ses formes chimiquement actives, provient surtout des activités économiques. La remobilisation de cette toxine et l'exposition du corps humain à ses effets sont en effet attribuables à l'apparition de la société industrielle. Nous nous penchons ensuite sur l'exploitation minière du plomb, sa transformation métallurgique et chimique et son utilisation dans l'économie. Nous décrivons certains de ces procédés en détail parce que nous croyons qu'il est nécessaire de les comprendre pour être en mesure d'élaborer des règlements et des mesures antipollution.

Nous analysons ensuite les voies environnementales empruntées par le plomb pour atteindre certaines cibles humaines. Pour autant que nous puissions le constater, les émissions de plomb n'ont pas d'effets très nocifs sur l'environnement lui-même, c'est-à-dire l'air, l'eau, le sol, les plantes et les animaux, mais il n'en est sûrement pas moins touché. Et ces modifications ont des effets sur la façon dont le corps humain est atteint par le plomb mis en circulation dans l'environnement. Pour la plupart d'entre nous, le plomb accumulé dans les tissus provient de la nourriture que nous ingérons et, dans une moindre mesure, de l'eau que nous buvons et de l'air que nous respirons. Ces doses sont émises par l'environnement en

mouvement. C'est pourquoi nous avons tenté d'analyser les voies empruntées par le plomb. En d'autres termes, de quelle façon ce produit atteint-il le corps humain?

Une fois qu'il a atteint le corps humain, par quel processus y pénètre-t-il et y est-il absorbé? Et quels sont les effets du plomb dans l'organisme sur le sang, les nerfs, les autres tissus, la santé et le fonctionnement du corps humain? Ce problème de santé publique est-il aussi important qu'il semble l'être dans certaines villes américaines? S'agit-il, en fait, d'un fardeau que nos enfants ne devraient pas être obligés de porter?

Ces dernières années, l'attention des politiciens a porté principalement, sur l'automobile privée et l'essence sans plomb dont la vente se répand autant à travers le monde que dans les villes canadiennes. Nous nous sommes penchés sur cette question et avons recommandé au gouvernement dans notre rapport provisoire (Du plomb dans l'essence : étude pour une politique au Canada, 1985) certaines mesures à prendre pour restreindre l'ampleur de ce problème. Des mesures, conformes aux grandes lignes de nos recommandations, sont d'ailleurs actuellement prises. Nous traitons de plus dans le présent rapport, des conditions qui prévaudront à l'avenir et analysons les questions techniques concernant le rendement des moteurs non alimentés à l'essence au plomb.

Est-il nécessaire de prendre d'autres mesures pour protéger la santé des Canadiens? Dans le présent rapport final, nous présentons un aperçu aussi

bref que possible de la question et fournissons une réponse. Notre compétence étant de nature scientifique, médicale et technologique, la réponse que nous fournissons est donc de même nature. Par conséquent, nous nous sommes contentés d'attirer l'attention sur les implications gouvernementales, juridiques, et administratives de notre réponse, d'autant plus que de nombreux employés des organismes fédéraux et provinciaux sont beaucoup plus compétents que les membres de la Commission pour traiter de ces questions.

Nous concluons que d'autres mesures doivent en effet être prises. Dans l'ensemble, toutefois, la situation s'améliore rapidement grâce aux mesures prises par certaines personnes, certains gouvernements et certaines sociétés. Pour une fois, une évaluation portant sur l'environnement se termine sur une note optimiste.

2. La question du plomb est-elle importante?

Trois faits permettent à la Commission de supposer que la plupart des Canadiens ne s'inquiètent pas beaucoup de la présence du plomb dans l'environnement :

- le fait que peu de personnes ont participé aux réunions publiques malgré la publicité qui avait été faite;

- le fait que peu de données nous ont été transmises prouvant que le plomb a eu des effets nocifs sur la santé des membres de notre société; et

- l'emploi fréquent d'essence au plomb dans des voitures fabriquées pour fonctionner à l'essence sans plomb, les consommateurs modifiant leur voiture ou le pistolet des pompes à essence pour l'essence au plomb. Il est évident que de nombreux conducteurs font fi de la menace que cela représente pour leur santé.

Ces points seront repris plus en détail plus loin. Entre temps, il nous faut admettre que les travaux de la Commission n'ont pas suscité beaucoup d'intérêt de la part du grand public de sorte qu'elle a dû consacrer des fonds pour obtenir une réponse appropriée de certains secteurs. L'analyse des méthodes que nous avons utilisées, réalisée par Margaret C. Grisdale, et présentée à l'annexe I, souligne ce point.

De plus, un petit nombre de groupes d'intérêt public ont fait de représentations énergiques, surtout à propos de la menace que représente pour la santé des enfants l'utilisation continue d'essence au plomb. Plusieurs de ces groupes réunissaient des résidants de quartiers de centre-ville, situés près de fonderies de deuxième fusion du plomb, qui avaient été mis au fait de cette question après que du plomb eut été déversé dans l'environnement urbain voisin. Nous avons également reçu des représentations d'organismes nationaux, notamment des Amis de la Terre, de l'Association canadienne du droit de l'environnement et des Troubles d'apprentissage - Association

canadienne (TAAC). Tous ces groupes appuyaient la prise d'autres mesures et nous ont dit que, selon eux, le plomb constituait une menace permanente pour le bien-être des enfants.

Les données actuelles indiquent que l'empoisonnement par le plomb constitue un danger beaucoup moins élevé pour la santé des enfants que les accidents de la circulation, la mauvaise utilisation de médicaments et les accidents en général. Le Tableau I.I présente des statistiques comparatives des diagnostics établis au départ de l'hôpital. L'Annexe VI présente une autre analyse statistique de ces diagnostics de départ en classant les réponses par groupe d'âge. Ces deux analyses confirment que le plomb constitue rarement une cause de maladie grave.

Aucun des cliniciens canadiens interrogés n'avait beaucoup d'expérience dans le traitement d'empoisonnements par le plomb chez les enfants, contrairement à certains médecins américains. Quelques grands hôpitaux américains comptent une clinique spéciale de traitement du saturnisme (p. ex. le Montefiore Medical Center à New York). Nous avons écrit à tous les représentants des services de santé des grandes villes pour leur demander des conseils. Nous avons organisé une réunion des médecins hygiénistes des Provinces maritimes où il est possible, si l'écaillage de la peinture pose un problème, que ce problème ait été décelé. Dans presque tous les cas, nous avons reçu la même réponse : cette question ne relève pas de leur compétence et il ne s'agit pas, selon eux, d'une question cruciale. Il y a toutefois une exception, celle du Medical Officer of Health et du Board of Health de

Toronto qui ont déjà eu à répondre aux inquiétudes soulevées par les conditions qui prévalent près des fonderies de plomb. Cependant, même là, il n'existait aucune preuve de danger grave pour les enfants et les admissions hospitalières avaient chuté de façon marquée (elles étaient toutes attribuables à des expositions accidentelles et non permanentes). Le département de la santé de Vancouver était conscient de cette menace mais n'a fourni aucune donnée faisant état d'expositions plus élevées que les niveaux d'intervention.

Étant donné qu'aux États-Unis, le grand public semble manifester beaucoup d'inquiétude face à cette question, l'Environmental Protection Agency (EPA) a pris des mesures pour restreindre, et par la suite éliminer, l'utilisation du plomb dans l'essence. Se fondant sur des données de plus en plus nombreuses confirmant que la santé des enfants était sérieusement menacée dans les grandes villes américaines où les cas d'empoisonnement par le plomb chez les enfants continuent d'être répandus et où le nombre d'enfants ayant un taux de plomb dans le sang supérieur aux niveaux d'intervention demeure élevé, l'EPA n'a pas tardé à prendre des mesures draconiennes.

Les décisions de l'EPA reposent sur une quantité énorme de nouvelles données médicales, recueillies en grande partie au cours de la dernière décennie. La vive réaction du gouverment américain a incité plusieurs autres pays, notamment le Canada, la Grande-Bretagne, la Communauté économique européenne, l'Australie et la Nouvelle-Zélande, à prendre des mesures similaires. Nous avons communiqué avec les autorités concernées de tous ces pays dont nous résumons l'opinion plus loin dans le présent rapport.

TABLEAU I.I

Comparaison, basée sur les diagnostics de départ de l'hôpital*, des diverses causes d'empoisonnement et des accidents de la circulation, pour les enfants âgés de 1, 1-6 et 7-14 ans, Canada, 1979-1984

Classification	1979-1980			1980-1981			1981-1982			1982-1983			1983-1984		
	< 1	1-6	7-14	< 1	1-6	7-14	< 1	1-6	7-14	< 1	1-6	7-14	< 1	1-6	7-14
Selon la nature des dommages causés															
Pb inorganique	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	1	0	2	1	1
Pb organique	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
Autres composés de Pb	0	0	1	0	0	3	0	0	1	0	0	1	2	1	2
Composés de Pb non précisés	3	1	3	0	1	3	0	3	2	0	0	5	0	0	1
Total pour le Pb	3	1	4	0	1	6	0	6	3	0	2	6	4	2	5
Tous les autres métaux	0	12	0	1	14	0	2	10	5	2	6	0	3	11	4
Aspirine	12	518	269	16	457	208	17	607	283	14	830	278	12	555	221
Tous les autres médicaments	163	2817	1153	177	2796	967	162	2760	1207	150	3015	1193	137	2668	956
Toutes les autres substances ménagères non médicinales	183	1769	413	154	1661	363	136	1456	310	133	1498	293	86	1356	268
Selon les causes extérieures															
Le Pb et ses composés**	-	-	-	-	-	-	0	1	8	0	4	5	0	3	3
Le Pb dans la peinture**	-	-	-	-	-	-	0	2	0	0	0	0	2	1	0
Accidents de la circulation**	-	-	-	-	-	-	126	2218	4139	129	1849	3496	69	1443	2680
Autres accidents*	-	-	-	-	-	-	3830	20233	23943	3753	20438	23603	3496	18497	21369

Nota : * Diagnostic de départ désigne, dans ce tableau, le diagnostic établi au moment du renvoi du patient de l'hôpital.
** Avant 1982-1983, non disponibles pour toutes les provinces.

Source : Statistique Canada, 1986

La Commission a reçu beaucoup de données et subi des pressions considérables de la part des industries canadiennes du plomb ainsi que de la part de l'Organisation internationale de la recherche pour le plomb et le zinc (ILZRO). Ces industries sont très inquiètes de la menace que représente l'élimination graduelle du plomb pour leurs marchés. Nous avons également reçu des représentations énergiques de la part de syndicats ouvriers qui craignent des pertes d'emploi pour leurs membres ainsi que de la part des maires et des organismes publics de plusieurs villes possédant des intérêts dans ces industries (telles que Trail et Kimberley en Colombie-Britannique). Au cours de nos travaux, l'industrie canadienne de production de plomb alkyle se préparait à une cessation de ses activités.

Nos conclusions sont présentées en détail dans l'évaluation du président mais nous pouvons déjà énoncer que nous sommes d'accord sur les points suivants :

- La plupart des Canadiens, comme les membres d'autres sociétés industrialisées, ont une charge corporelle de plomb beaucoup plus élevée que celle des habitants des régions éloignées du monde. Cette seule constatation nous oblige à prendre conscience de la toxicité du plomb et à prendre des mesures pour que des politiques nationales (fédérales et provinciales) soient élaborées afin d'assurer la protection de tous les citoyens;

- Nous sommes moins exposés, toutefois, à ce danger que dans bien d'autres sociétés industrielles et peu de Canadiens doivent faire face à des expositions élevées, sauf les personnes professionnellement exposées (question ne faisant pas l'objet de notre étude) et les habitants de certains points chauds et zones voisines où des mesures de protection doivent être prises localement;

- Il existe encore des motifs d'inquiétude au sujet du régime alimentaire des enfants. Une autorité hautement compétente (Dabeka, HWR, voir p. 14 pour plus de détails) nous a déclaré que le nourrisson canadien consomme en moyenne trois fois plus de plomb par unité de poids corporel que l'adulte moyen. Dans certains cas, il peut consommer plus de plomb dans son alimentation que la dose recommandée par les organismes de l'ONU (l'Organisation pour l'alimentation et l'agriculture) [FAO] et l'Organisation mondiale de la santé [OMS] quelle que soit la source. Il s'agit sans conteste d'une situation insatisfaisante.

- Les mesures déjà prises ou annoncées par le gouvernement canadien sont ou seront insuffisantes pour éliminer la plupart des dangers résiduels. La Commission indiquera dans ses recommandations les mesures qu'il reste à prendre.

En résumé, il s'agit selon nous d'une situation réelle pour laquelle des mesures gouvernementales doivent être prises. Cependant, au Canada cette situation est meilleure que dans d'autres pays industriels et elle ne cesse

de s'améliorer; peu de personnes actuellement risquent de subir les effets nocifs du plomb dans l'environnement. Des mesures doivent être prises pour protéger les Canadiens qui sont encore menacés.

3. Les travaux et les rapports de la Commission

L'Annexe I, rédigée par la gestionnaire Margaret C. Grisdale, expose les travaux de la Commission de façon détaillée. Nous n'en présentons ici qu'un résumé. La Commission a commencé ses travaux en décembre 1984 et devrait les avoir terminés en décembre 1986.

Pour réaliser notre mandat, nous nous sommes appuyés sur l'expérience et les travaux de chacun d'entre nous et sur ceux d'un petit groupe de scientifiques. Nous avons communiqué avec des personnes et des groupes qui étaient préoccupés par cette question ou qui avaient des compétences dans les domaines abordés, non seulement au Canada, mais également aux États-Unis, au Royaume-Uni et dans les pays de la CEE. Avec leur aide, nous avons été mis au courant de la documentation existante et de certaines recherches en cours. Nous avons organisé des réunions publiques et privées avec des personnes et des organismes. Les réunions publiques se sont tenues à travers le pays. Nous avons de plus entretenu d'étroites relations avec les gouvernements fédéral et provinciaux et avec les représentants de la santé publique des principales villes canadiennes. Nous avons également visité de nombreuses zones où le plomb dans l'environnement constitue une question prédominante.

Ayant tiré la conclusion que nous ne pouvions pas nous limiter à nos propres travaux, nous avons invité et reçu de nombreux exposés et documents du gouvernement, de l'industrie, de groupes d'intérêt public et de diverses personnes. Nous avons financé certaines études qui sont énumérées à l'Annexe II. De plus, nous avons eu recours à de nombreux experts-conseils, notamment de la DRI (Data Resources of Canada) (en ce qui concerne les questions économiques) et de ESSA Consultants (pour évaluer les voies de pénétration dans l'environnement urbain).

Nos rapports couvrent tous les travaux de la Commission ainsi que ceux de ses conseillers :

I Le présent rapport final, Le plomb dans l'environnement au Canada résume nos conclusions et recommandations; il est daté de septembre 1986.

II Un rapport provisoire présenté en septembre 1985 intitulé Du plomb dans l'essence : étude pour une politique au Canada.

III Un rapport supplémentaire présenté en janvier 1986 : Alternatives to Lead in Gasoline par Marcus C.B. Hotz.

IV Le rapport de l'atelier sur la santé (tenu en mars 1985) Health Effects of Lead, septembre 1986. Il comprend les documents techniques des commissaires, des experts-conseils et des experts extérieurs (rédigé par Marcus C.B. Hotz). Ce document sera cité

sous l'abréviation HWR. (Se reporter à l'Annexe VIII pour obtenir la liste des collaborateurs et des titres.)

V Le rapport de l'atelier sur les voies de pénétration (tenu en octobre 1985) Pathways, Cycling and Transformation of Lead in the Environment, incluant les documents techniques rédigés par une autre équipe d'experts (rédaction par Pamela M. Stokes, vice-présidente). Il est cité dans le présent rapport sous l'abréviation PWR. (Se reporter à l'Annexe VIII pour obtenir la liste des collaborateurs et des titres.)

VI Les rapports préparés à contrat par des organismes s'intéressant de façon particulière à cette question. Mentionnons entre autres ceux de deux organismes de Toronto : le centre de santé communautaire de South Riverdale (préparé par M.M. Rachlis et C. Hertzman) et l'association de quartier de Niagara, celui des Amis de la Terre (préparé par T. Schrecker); les rapports de la DRI et de l'ESSA; et un texte digne de mention rédigé de façon bénévole par l'Association canadienne du droit de l'environnement. Ces rapports ont été fusionnés en un seul et intitulé Selected Socio-economic Reports Presented to the Commission.

VII Une bibliographie des travaux que la Commission juge pertinents pour ses autres rapports : Lead in the Environment : A Bibliography (compilée par Carol L. Murray).

Les rapports I et II représentent l'opinion de toute la Commission. Le rapport III est une évaluation personnelle faite par le scientifique en chef dont les conclusions ont été incluses dans le rapport I. Les autres rapports nous ont aidé à nous faire une opinion.

Enfin, la Commission présente à l'Annexe III la liste des présentations officielles que lui ont adressées ses experts-conseils, des entreprises, d'autres groupes et certaines personnes. Ces présentations ont eu une valeur inestimable pour la réalisation des travaux. Nous ne somme pas toujours d'accord avec les opinions qui y sont exprimées mais nous les avons toutes analysées attentivement et plusieurs d'entre elles ont été utilisées dans nos rapports.

4. La méthode utilisée par la Commission

La méthode utilisée par la Commission se fonde sur les compétences et l'expérience de ses membres et sur la conviction partagée par tous que l'analyse objective des données scientifiques constitue une meilleure façon d'aborder une question environnementale que l'échange de menaces et de réfutations. Nous avons tenté d'obtenir un concensus sur cette question. Nous avons constaté qu'il est généralement reconnu que tous les Canadiens doivent être protégés contre les toxines environnementales. Nous avons également constaté des différences d'opinion sur le danger que représente le plomb dans les conditions de vie particulières au Canada. Notre rapport traite de cette question.

5. Présentation du rapport final

Le rapport débute par une étude des concentrations actuelles de plomb dans l'environnement canadien et par un exposé sur la façon dont se sont modifiées ces concentrations au cours de la dernière décennie environ. La dernière partie du rapport porte sur les répercussions du plomb sur la santé humaine telle que révélées par des enquêtes et des travaux de recherche récents sur les endroits où le plomb constitue une question urgente.

Dans la partie centrale du rapport, le texte suit le schéma présenté dans la Figure 1.1. Essentiellement, il s'agit de suivre le cheminement du plomb à partir de son gisement naturel, en passant par les sources industrielles qui ont contribué à le répandre partout dans le Canada moderne et par les voies complexes qui le conduisent jusqu'à l'organisme humain. Le plomb peut provoquer dans l'organisme humain divers types de réactions, qui peuvent être bénignes ou potentiellement dangereuses. Ces réactions sont traitées de façon détaillée.

Le rapport traite ensuite du phénomène des points chauds dans le cadre d'une série d'études portant sur les zones où le contact entre le plomb et l'organisme humain a causé des dangers réels et où des mesures doivent être prises. Le rapport se termine par une discussion sur les conclusions de la Commission, avec un regard sur l'avenir. Les annexes jointes contiennent des détails auxquels renvoie le texte au lieu de les présenter intégralement.

Toutes les conclusions et recommandations sont contenues dans l'évaluation du président.

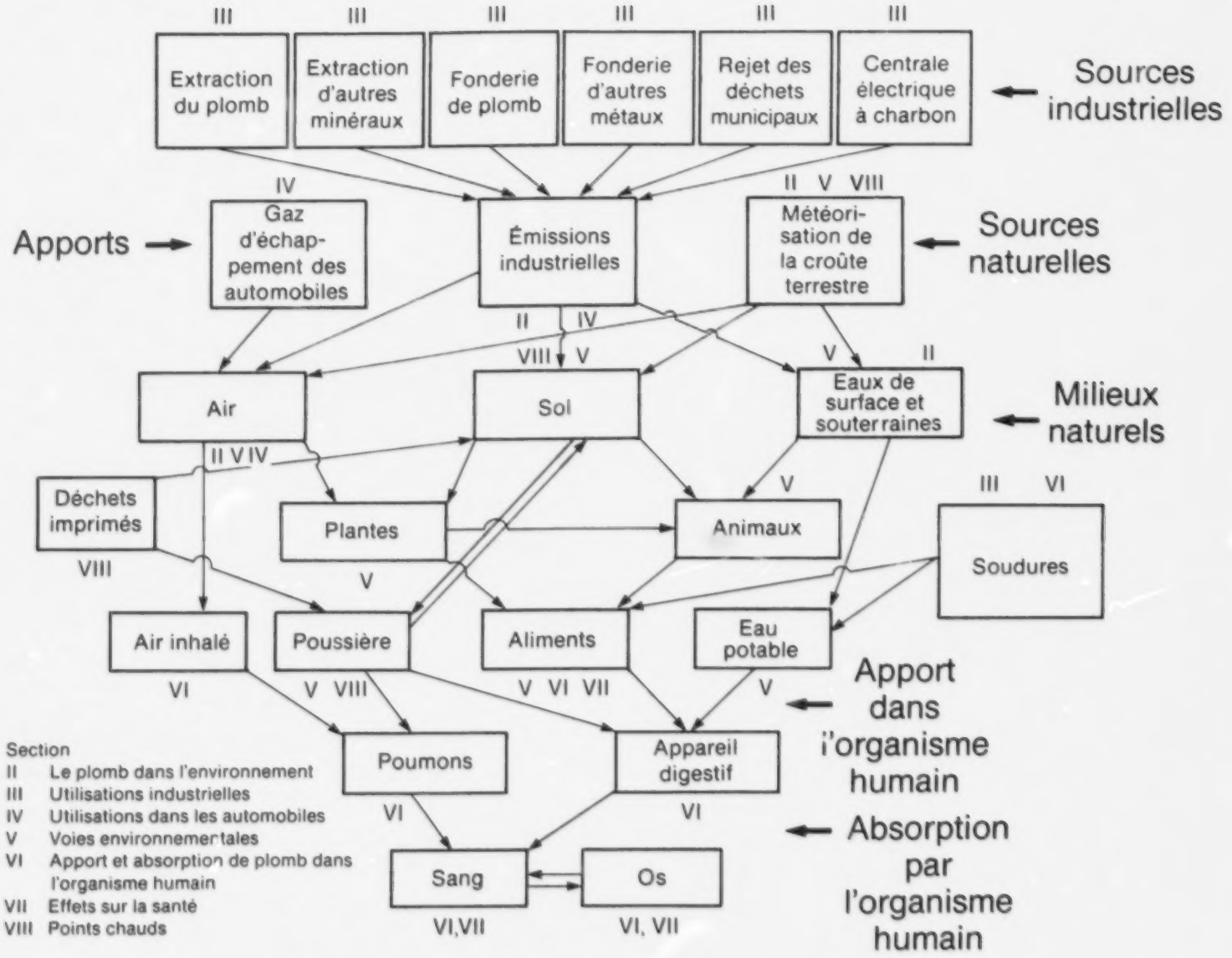


Figure I.1. Diagramme schématique illustrant le déplacement du plomb, allant des sources industrielles et naturelles à l'organisme humain (avec indication des sections pertinentes du rapport).

Bibliographie

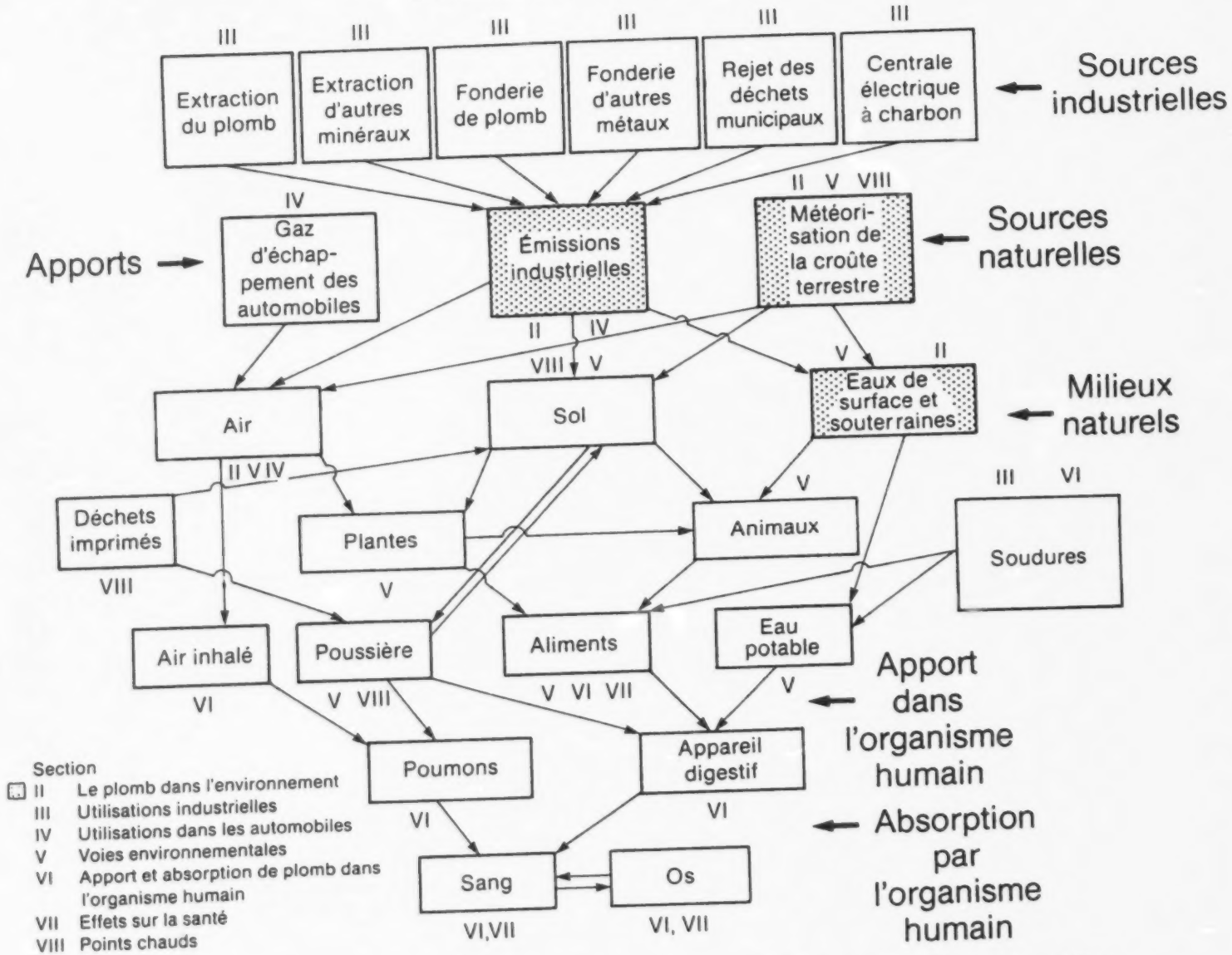
EPA, 1986. Air Quality Criteria for Lead. EPA-600/8-83/028 dF June, 1986. Environmental Criteria and Assessment Office. US Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC.

Jaworski, J.R., 1978. Effets du plomb dans l'environnement, 1978 : Aspects quantitatifs. Conseil national de recherches, Ottawa. 779 p.

Southwood, T.R.W., 1983. Lead in the Environment. Ninth Report of the Royal Commission on Environmental Pollution. London, 184 p.

Statistique Canada, 1986. Communication directe.

Domaines traités dans la section II



Les parties ombrées correspondent aux domaines touchés dans la section en question

II Situation actuelle du plomb dans l'environnement au Canada

Quelle quantité de plomb trouve-t-on dans les régions accessibles de l'environnement canadien? À quelles concentrations de ce métal toxique les Canadiens sont-ils exposés?

Nriagu (1979) a évalué à quelque 260 millions de tonnes la production totale de plomb depuis le début de l'exploitation de ce métal. Selon son estimation, environ 20 millions de tonnes de plomb auraient été disséminées dans l'environnement par l'intermédiaire de l'atmosphère; de plus, les émissions globales naturelles (volcans, poussières, incendies de forêt, etc.) seraient actuellement de 15 fois inférieures aux émissions résultant d'activités industrielles.

Environ 40 % des émissions totales de plomb vers l'atmosphère se sont produites au cours des 20 dernières années, la principale source étant les antidétonants au plomb utilisés dans les carburants. Dans un document ultérieur, Nriagu (HWR) indique également que l'exposition actuelle des Canadiens au plomb est probablement de 50 à 60 fois supérieure à celle de la population précoloniale.

Sauf dans les zones voisines des fonderies et des industries utilisant du plomb, une petite quantité seulement de plomb pénètre directement dans le sol, les sédiments et les eaux, superficielles et souterraines. La plus grande partie du plomb qui atteint ces lieux d'accumulation provient de

retombées atmosphériques. Cependant, plusieurs rapports indiquent que les concentrations de plomb atmosphérique ont diminué au cours des dernières années (Mahaffey et coll., 1982; Southwood, 1983; EPA, 1984).

Il est beaucoup plus facile de surveiller les concentrations du plomb dans l'air que dans les eaux de surface, les sédiments ou les sols. C'est donc à partir de ces données qu'on a tenté d'élaborer des règlements anti-pollution. Pour réduire l'absorption de plomb par l'organisme humain, certains pays ont en effet établi des normes sur la qualité de l'air ambiant. Aux États-Unis, l'EPA a utilisé trois modèles pour évaluer la concentration de plomb atmosphérique qui permettrait de s'assurer que 99,5 % des enfants ont un taux de plomb dans le sang ne dépassant pas le taux d'intervention de 25 µg/dL établi par les Centers for Disease Control (EPA, 1986b). Ces modèles ont permis d'établir en outre que la concentration de plomb dans l'air devrait au moins être équivalente à la norme actuelle de 1,5 µg/m³, et peut-être ne pas dépasser 0,75 µg/m³. Pour que le taux de plomb dans le sang ne dépasse pas 20 µg/dL chez la même proportion d'enfants, il faudrait que la concentration de plomb dans l'air soit inférieure à 0,5-0,75 µg/m³. Pour que la concentration de plomb dans le sang soit de 15 µg/dL, il faudrait, en se basant sur les modèles, que les concentrations de plomb dans l'air se situent entre 0,25 et 0,5 µg/m³. La Commission des Communautés européennes (CCE, 1982) a établi pour sa part une norme de 2 µg/m³ (dans l'air ambiant). Le Canada n'a pas encore établi de norme nationale et n'a pas besoin de le faire étant donné que les concentrations de plomb atmosphérique semblent y être en général inférieures à celles relevées

dans d'autres pays industriels. L'Ontario a adopté un critère de 2 µg/m³ pour une moyenne géométrique portant sur 30 jours et un critère de 5 µg/m³ sur 24 heures (Heidorn et Rohac, 1984).

La concentration de plomb dans l'air dépend beaucoup, toutefois, du lieu. La géographie et le climat influent sur les concentrations, tout comme la présence ou l'absence de sources ponctuelles de plomb (qui sont à l'origine des points chauds, voir section VIII). Le comportement des particules de plomb dépend beaucoup de la dimension des particules; les particules inférieures à 1 µm de diamètre peuvent être transportées sur des centaines de kilomètres tandis que les grosses particules se déposent près de la source d'émission. Par conséquent, les plus grosses particules qui se forment dans les pots d'échappement des automobiles se déposent à moins de 50 mètres de la route tandis que les plus petites particules se mélangent aux autres particules de dimension semblable provenant des rues voisines, et recouvrent de larges bandes de terrains urbains. Davidson (PWR) a analysé la distribution granulométrique des particules de plomb aéroportées. Il ressort de son analyse que la plus grande partie des particules de plomb sont de petite dimension (de l'ordre de l'ultramicron); c'est pourquoi elles prennent du temps à se déposer sur les surfaces naturelles et peuvent rester en suspension pendant de longues périodes.

Nriagu (PWR) et Davidson (PWR) ont accordé plus d'importance aux retombées de plomb atmosphérique qu'à la concentration de plomb dans l'air. Le renouvellement rapide du plomb dans l'atmosphère (tous les 10 jours ou

40 fois par année environ) expliquerait pourquoi la moyenne des mesures à court terme ou même sur 30 jours ne reflète pas toujours la situation à plus long terme de la surface exposée aux retombées. Doser le plomb dans l'air ne constitue donc pas un bon moyen de mesurer la charge de plomb dans l'environnement. Selon Nriagu (PWR), l'étude des retombées ou du taux de sédimentation permet de faire une évaluation plus réaliste. Le tableau II.I présente le débit des particules se déposant dans certains milieux ruraux, urbains et éloignés typiques. Il a également été démontré que le plomb dans l'atmosphère constitue la principale source de plomb dans l'océan et une source importante de plomb dans les eaux côtières.

Mesurer de façon réellement représentative les concentrations de plomb dans l'air est d'autant complexe qu'il faut choisir l'emplacement des appareils enregistreurs dans les réseaux nationaux de relevés. De nombreuses stations ont été conçues pour remplir des tâches particulières, telles que la surveillance des émissions provenant d'une fonderie de deuxième fusion, proche d'une zone résidentielle. Ces endroits ne sont pas en réalité les plus appropriés pour surveiller l'air ambiant. De plus, les appareils enregistreurs sont souvent situés à une hauteur de 10 mètres au-dessus de la rue. À cette hauteur, les capteurs enregistrent des concentrations beaucoup moins élevées que les capteurs disposés le long des trottoirs. Les enregistreurs sont parfois disposés à des distances différentes de la rue ce qui a pour effet de fausser les données (EPA, 1984). Enfin, établir la moyenne géométrique de ces observations donne des résultats plus satisfaisants que la moyenne arithmétique, mais le résultat global peut ne pas être représentatif des conditions générales.

Tableau II.1

Retombées de plomb atmosphérique dans les régions éloignées, rurales, urbaines et contaminées

Endroit	Débit atmosphérique des retombées de plomb ($mg/m^2/a$)
Près des sources	
Toronto	> 6000
Toronto, près de la voie rapide	600
Zones urbaines	
New York	547
Centre-ville de Los Angeles	365-8000
Banlieue de Los Angeles	17-120
Londres	54
Madison (Wisconsin)	> 25
Zones rurales	
Nord-ouest de l'Angleterre	< 19,6
Bassins hydrographiques du fleuve Delaware	6,2
Bassin des Grands Lacs supérieurs	12,0
Zones éloignées	
Glaciers scandinaves	4,2
Sierra Nevada (Californie)	4,0
Centre nord de l'océan Pacifique	0,6
Nord de l'océan Atlantique	1,4
Nord du Groenland	0,04
Antarctique	0,01

Source : NAS, 1980

La tendance révélée par le calcul de la moyenne géométrique en fonction du temps est encore plus représentative de la situation. Tant que le réseau n'est pas modifié (ou que l'on n'utilise que les stations effectuant un relevé continu de données), les informations sur la tendance en fonction du temps devraient être fiables.

Les concentrations de plomb dans l'air ambiant relevées dans l'ensemble du Canada depuis 1975 ont été comparées à celles de l'Ontario et des grands centres urbains (figure II.1). Les normes de qualité de l'air ambiant établies par la CCE et par les États-Unis sont également indiquées ainsi que la moyenne géométrique supérieure mensuelle enregistrée en 1984 (0,65 $\mu g/m^3$) à une station du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique du Canada. Les données recueillies révèlent une diminution nette du plomb atmosphérique au cours de cette période. Des réductions de concentrations de plomb atmosphérique ont également été enregistrées aux États-Unis (EPA, 1986a) et au Royaume-Uni (Southwood, 1983). Même si la réduction de plomb dans l'essence s'est sans doute traduite par une réduction importante du plomb atmosphérique, il apparaît très clairement en comparant les résultats recueilis dans ces trois pays et figurant dans le tableau II.II, que ce n'est pas le seul facteur responsable de cette baisse.

Les données américaines sur le plomb dans l'air ambiant ont été comparées aux quantités de plomb utilisés dans l'essence entre 1975 et 1983 : les deux courbes qui en résultent ont une configuration presque identique (figure II.2). De plus, Annest (1983) et Schwartz (HWR), qui ont utilisé les données de l'enquête NHANES II (National Health & Nutrition Examination

Survey), ont signalé d'étroites corrélations entre la plombémie et le plomb utilisé dans l'essence. Les taux de plomb dans le sang ont diminué de façon très générale, même dans les pays comme la Grande-Bretagne et la Nouvelle-Zélande où la concentration ou l'utilisation de plomb dans l'essence a peu ou pas diminué (tableau II.III). En effet, Elwood (1983) et Elwood et coll. (1985) ont observé une diminution de 22 % de la plombémie chez les habitants d'une région du pays de Galles qui n'a pas connu pendant la période à l'étude de modifications globales importantes en ce qui concerne le type d'essence vendue, et les concentrations de plomb dans l'air ou de plomb dans l'eau. Ils ont donc supposé que, compte tenu de cette réduction générale des taux de plomb dans le sang, tout autre diminution ne pouvait probablement pas être attribué à des modifications des taux de plomb dans l'essence ou dans l'atomsphère résultant des mesures antipollution prise au Royaume-Uni en 1986.

Contrairement au plomb dans l'air, il existe peu de données sur les concentrations de plomb dans l'eau ou dans le sol de sorte qu'il n'est pas possible d'en dégager des tendances générales sur l'ensemble du territoire en fonction du temps. Compte tenu de l'importance des conditions régionales et temporelles (précipitations, acidité, débit) ainsi que de la forme chimique sous laquelle se présente le plomb contenu dans les eaux de surface et les sols, on peut se demander si le fait de regrouper les tendances de la concentration totale du plomb aurait quelque signification que ce soit. La figure II.3 (Bird et Rapport, 1986) présente les données combinées recueillies sur une période moyenne de 12 ans dans 18 des 22 principaux bassins versants du Canada. Ces données semblent montrer que la concentra-

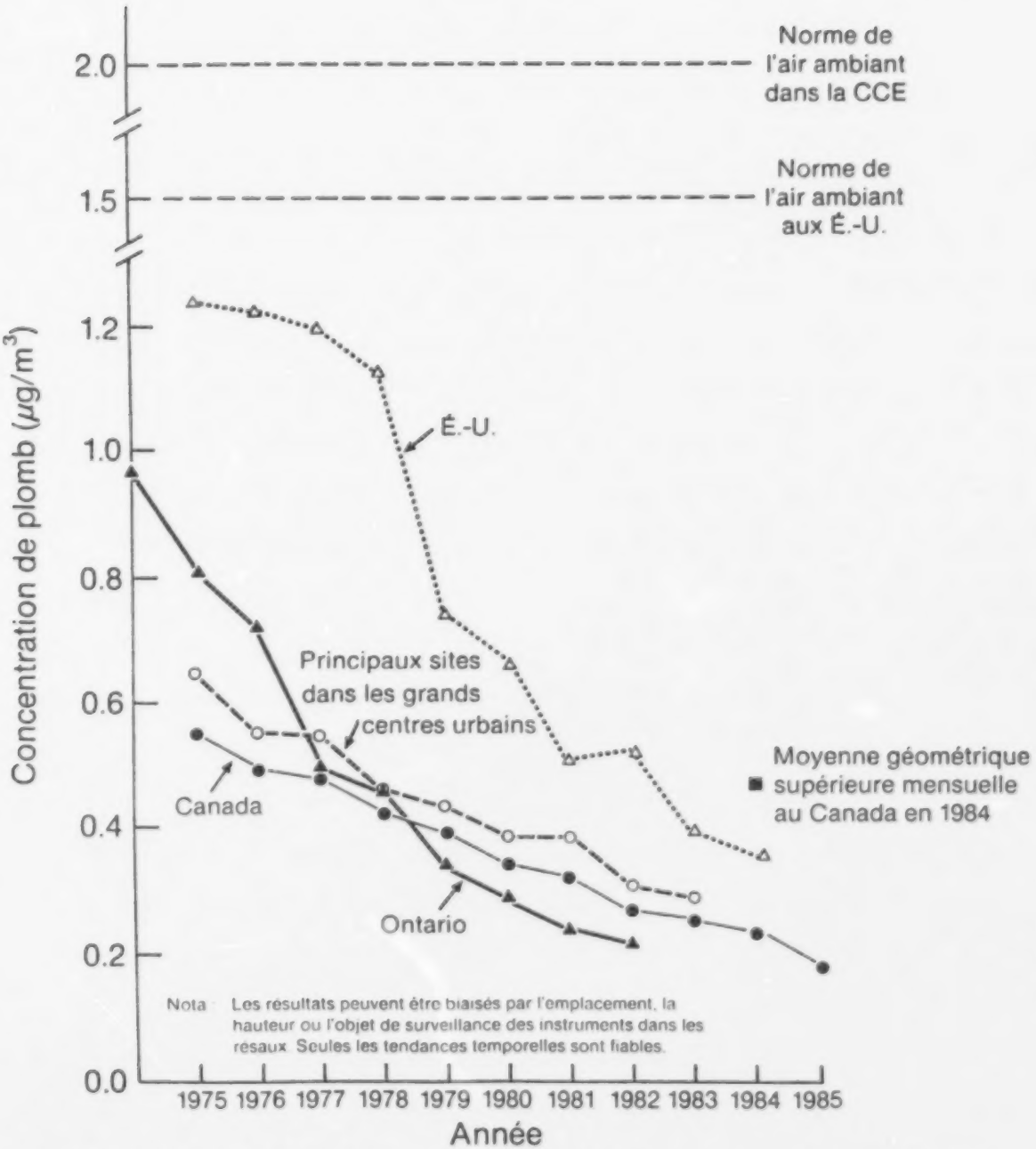


Figure II.1. Tendances des concentrations moyennes géométriques annuelles de plomb atmosphérique.

Source : EPA (1984); Heidorn & Rohac (1984)
SPE, 1985a,b

Tableau II.II

Réduction du plomb atmosphérique

Endroit	Période*	Réduction du plomb	Réduction du plomb atmosphérique (%)
Canada	1970-1982	54	74
É.-U.	1975-1980	53	52
R.-U.	1972-1982	9	50

* Les périodes varient en fonction des sources.

Sources : Southwood, 1983; EPA, 1986a; SPE, 1985a; APCE, 1985.

Tableau II.III

Plomb dans l'essence : Grande-Bretagne, Canada, États-Unis

Année	Quantité (x 10^3 t)		
	R.-U.	Canada	É.-U.
1975	10,0	15,9	166
1982	9,2	9,1	60
Diminution en %	8	43	64

Sources : Southwood, 1983; EPA, 1986a; APCE, 1985

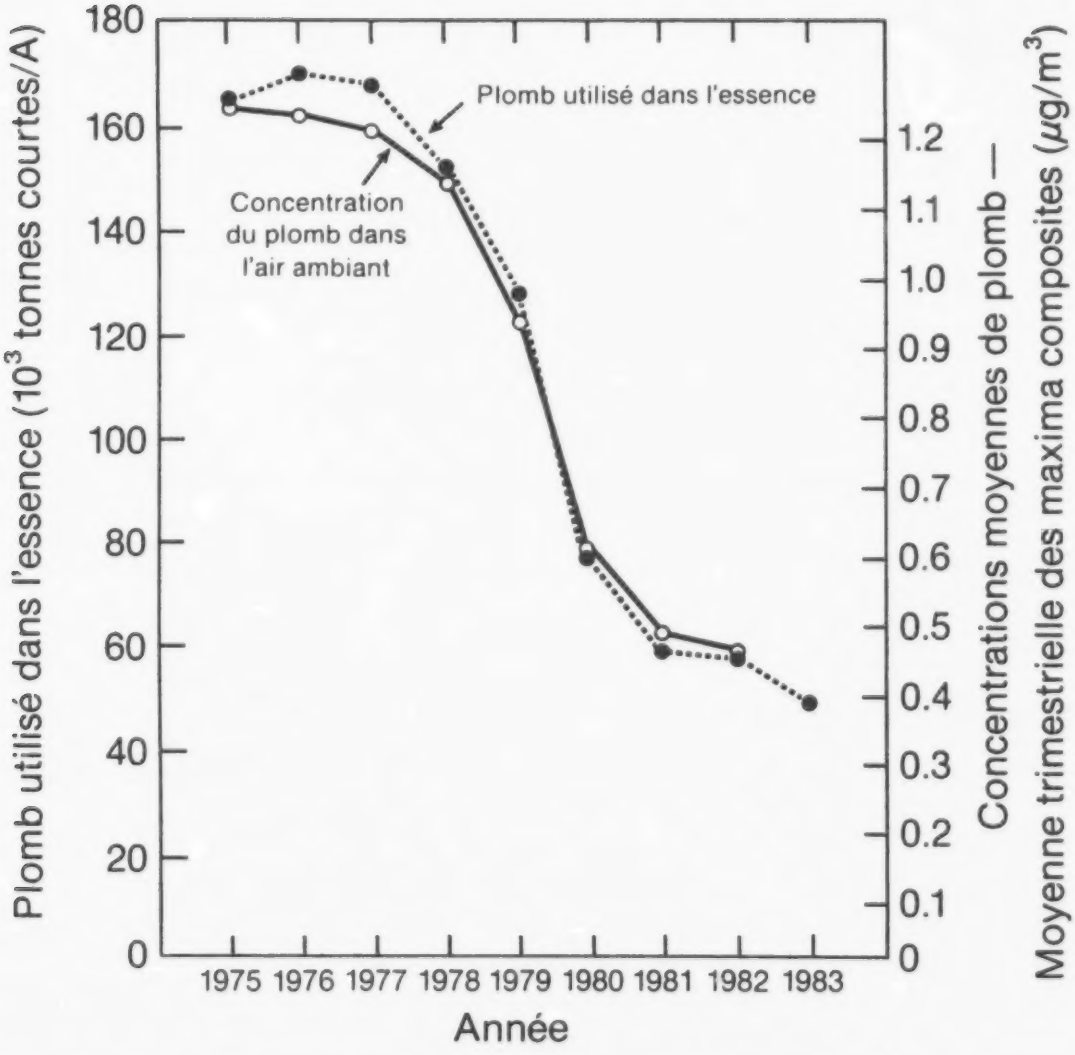


Figure II.2. Plomb ajouté à l'essence et concentrations de plomb dans l'air ambiant, États-Unis 1975-1983.

Source: EPA, 1986.

tion du plomb a diminué en général, mais cette constatation ne peut servir que d'indication. Les tendances historiques fondées sur les concentrations de plomb dans les sédiments (Norton, PWR) fournissent des résultats plus significatifs.

Il est donc possible d'avancer avec prudence que les concentrations de plomb atmosphérique au Canada semblent diminuer. Certains indices, mais pas plus, révèlent qu'une diminution semblable est en train de se produire dans certaines étendues d'eau. Il semble que de telles améliorations ont lieu dans de nombreux autres pays, même dans ceux où aucune mesure n'a été prise pour réduire la teneur en plomb de l'essence.

Cependant, il nous est impossible de traiter de la situation du plomb dans les autres étendues d'eau ou dans les sols et les sédiments. Logiquement, il devrait y avoir une accumulation de plomb dans ces réservoirs, étant donné que le plomb ne demeure pas dans les milieux fluides. Obtenir des chiffres convaincants pour appuyer ce raisonnement sera, toutefois, très difficile.

Dans le présent rapport, nous tentons d'identifier les cheminements du plomb dans l'environnement jusqu'à l'organisme humain. De plus, nous tentons d'évaluer les contributions relatives de l'atmosphère, de l'eau et du sol à l'absorption de plomb par l'organisme humain. Aucun de ces mouvements n'a été observé de façon aussi exhaustive que dans le cas du plomb atmosphérique. Nous devrons, par conséquent, nous appuyer sur les résultats de travaux de recherche individuels.

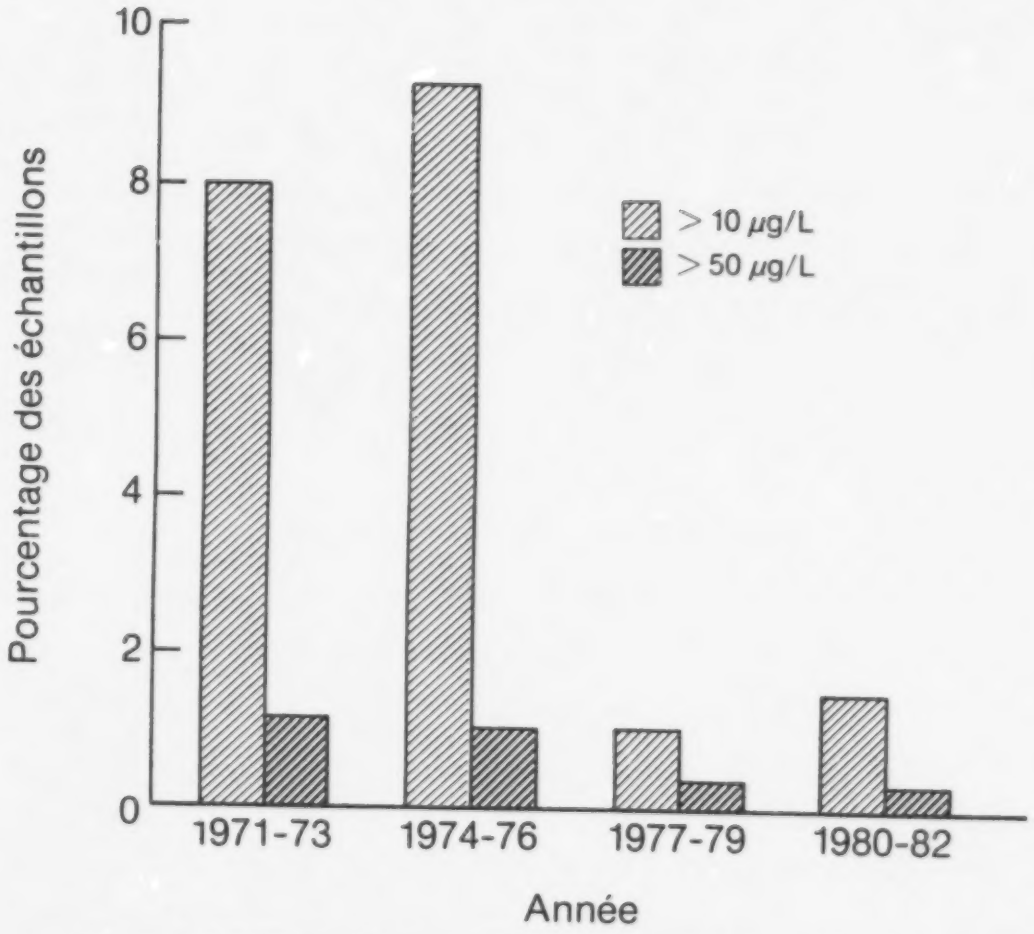


Figure II.3. Tendances du plomb dans les eaux naturelles au Canada, 1971-1982

Source : Bird et Rapport, 1986.

Bibliographie

Annest, J.L., 1983. Trends in the Blood Lead Levels of the US Population. The Second National Health and Nutrition Examination Survey (NHANES II) 1976-1980. In : M. Rutter and R. Russell Jones (eds.), Lead Versus Health.
Wiley, Londres.

APCE, 1985. L'Association pétrolière pour la conservation de l'environnement canadien. Présentation à la Commission d'étude du plomb dans l'environnement
de la Société Royale du Canada. (Voir Annexe IV).

Bird, P.M. et Rapport, D.J., 1986. Rapport de l'état de l'environnement au Canada. Environnement Canada, Ottawa. p. 196.

CCE, 1982. Directive 82/84/CCE. Commission des communautés européennes. Directive 82/84/EEC. Bruxelles.

Elwood, P.C. 1983. Changes in Blood Lead Concentrations in Women in Wales. Brit. Med. J., 286:1553.

Elwood, P.C. Jones, M., James, K. and Toothill, c., 1985. Evidence of a Fall in Cord Blood Lead Levels in South Wales 1984-5. Non publié.

EPA, 1986a. Air Quality Criteria for Lead. EPA 600/8-83/028dF. Environmental Criteria and Review Office, US Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC.

EPA, 1986b. Review of the National Ambient Air Quality Standards for Lead : Assessment of Scientific and Technical Information. QAPQS Draft Staff Paper. pp. VII 1-87.

Heidorn, K.C. and Rohac, I.Z., 1984. Trends of Airborne Particulate Lead in Ontario : 1971-1982. Report ARB-14-84-AQM. Ministère de l'Environnement de
l'Ontario. Toronto.

Mahaffey, K.R., Annest, J.L., Roberts J. and Murphy R.S., 1982. National Estimates of Blood Lead Levels : United States, 1976-1980. Association with selected demographic and socioeconomic factors. N. Eng. J. Med., 307:573-617.

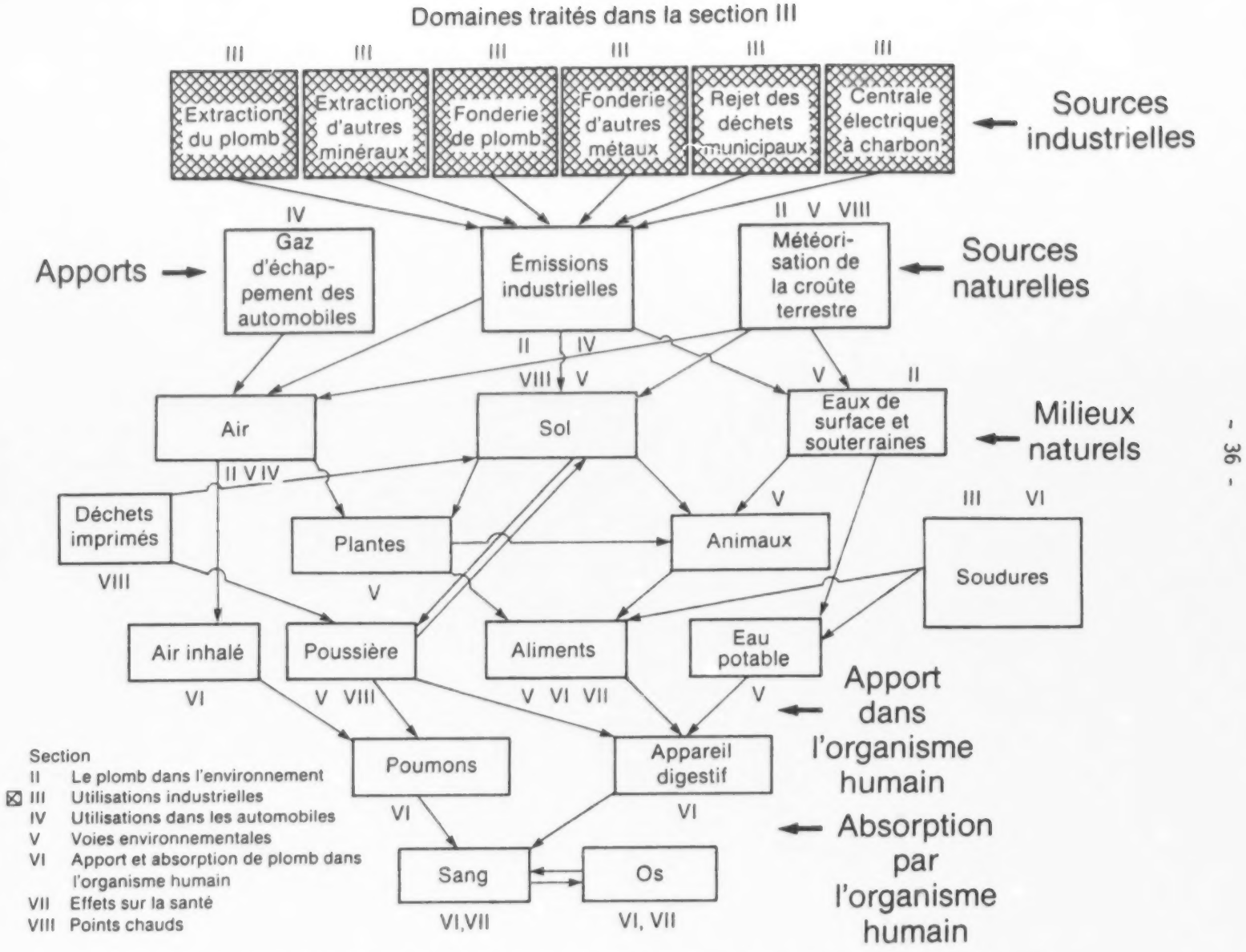
NAS, 1980. Lead in the Human Environment. US National Academy of Sciences, Washington, DC.

Nriagu, J.O., 1979. Global Inventory of Natural and Anthropogenic Emissions of Trace Metals to the Atmosphere. Nature (Londres), 279:409.

Southwood, T.R.W., 1983. Lead in the Environment. Ninth Report of the Royal Commission on Environmental Pollution, Londres. 184 p.

SPE, 1985a. Ambient Air Particulate Lead Concentrations in Canada 1975-1983. Report EPS 7/AP/15. Service de la protection de l'environnement, Environnement Canada.

SPE, 1985b. National Air Pollution Surveillance. Annual Summary 1984. Report EPS 7/AP/16. Service de la protection de l'environnement. Environnement Canada.



Les parties ombrées correspondent aux domaines touchés dans la section en question

III Extraction et utilisations industrielles du plomb

1. Introduction

Le plomb est le cinquième métal le plus utilisé dans le monde, après le fer, le cuivre, le zinc et l'aluminium. On l'utilise depuis la plus haute antiquité (il en est fait mention dans l'Ancien testament et il était connu des Assyriens et des premiers Égyptiens). Il a été très utilisé par les Romains principalement à cause de sa malléabilité et de son faible point de fusion (327 °C). Parmi ses autres caractéristiques, mentionnons sa densité élevée de 11,4 g/cm^3 (11,4 t/m^3) et sa résistance remarquable à la corrosion par la plupart des acides (à l'exception de l'acide nitrique), en particulier par les acides sulfurique et chlorhydrique. On le trouve principalement dans des gisements de sulfure de plomb (galène, PbS) et au Canada, dans des minerais complexes de sulfure de plomb et de zinc avec de petites quantités d'argent et de sulfure d'argent. Sa résistance à la corrosion est attribuable en partie à sa capacité de former un grand nombre d'oxydes, allant du Pb_2O au PbO_2, ce qui lui permet de former des pellicules protectrices sur les surfaces exposées (voir l'Annexe VII sur la chimie du plomb).

Le Canada est le troisième producteur du monde occidental pour le plomb extrait, le cinquième producteur pour le plomb affiné et le deuxième exportateur pour les concentrés de plomb et le métal affiné. En 1984, la production canadienne de plomb extrait directement des gisements a été de

311 391 t., production inférieure à celle de 1971 qui avait atteint le record de 400 000 tonnes. La quantité de métal affiné a été de 174 987 t. (tableau III.I). Les recettes brutes de l'industrie d'extraction et de fonte se sont élevées à 280 millions de dollars en 1984 (EMR, 1985). Cette industrie a fourni des emplois directs à environ 10 000 Canadiens. De plus, les fonderies de deuxième fusion qui recyclent les résidus de plomb ont récupéré 79 000 t. de plomb affiné, fournissant des emplois directs à 700 personnes et des emplois secondaires à 1 400 autres personnes (Irwin, 1985).

Tableau III.1

Production, commerce et consommation de plomb au Canada

Années	Production (t.)		Exportations (t.)			Importations (t.)	Consommation*(t.)
	Toutes formes	Affinées**	Minerais et concentrés	Affinés	Total	Affiné	Affiné
1970	353 063	185 637	186 219	138 637	324 856	1995	85 360
1980	251 627	162 463	147 008	126 539	273 547	1962	106 836
1984	264 301	174 987	114 208	124 149	238 357	6314	130 547

* Incluant le plomb de deuxième fusion
** Plomb extrait seulement

Source : Bigauskas, 1985

Le fait que le minerai de plomb soit associé au zinc, à l'argent et au cuivre, a contribué à améliorer la compétitivité du Canada sur le marché international dans le secteur de l'extraction et de la concentration du plomb. L'essor du secteur de la fonte et de l'affinage a été freiné par l'incapacité de cette industrie à remplacer les vieilles usines qui consomment beaucoup d'énergie durant la période 1973-1979 caractérisé par des marges de profit maximales. Toutefois, le procédé de grillage éclair n'a commencé à être utilisé que dans les années 1980. Malgré la faiblesse des prix et l'incertitude des marchés qui constituent des obstacles aux nouveaux investissements, des plans de modernisation sont prévus à Trail avec la participation financière des gouvernements fédéral et provincial. Il faudrait sans aucun doute que des mesures semblables soient prises à Belledune, mesures qui nécessitent probablement la participation du gouvernement, dans le contexte financier actuel. De plus, il est évident que des modifications devront être apportées à la technologie de façon à lutter contre la pollution. L'installation de dispositifs antipollution dans des usines vétustes a atteint ses limites, de sorte que le recours à une méthode semblable serait à la fois inefficace et très coûteuse.

Les modifications structurelles qui ont été apportées aux marchés mondiaux des minéraux et qui ont actuellement des répercussions importantes sur l'ensemble de l'industrie des métaux non ferreux au Canada ont accentué la baisse des profits. Certains facteurs particuliers au plomb ont également contribué à cette baisse : il s'agit notamment des économies d'énergie, de la diminution de la dimension des produits contenant de grandes quantités de

métaux, les automobiles entre autres, d'autres progrès technologiques qui ont permis de remplacer des métaux par d'autres matériaux, et de l'application de règlements de plus en plus rigoureux et exigeants en matière d'environnement. Par conséquent, les marchés des métaux non ferreux devraient s'accroître à un rythme annuel égal à environ la moitié de celui atteint entre 1945 et 1973 (EMR, 1985).

De plus, une grande partie de l'augmentation de la production mondiale depuis 1960 a eu lieu dans les pays en voie de développement où l'appui des gouvernements des principaux pays consommateurs a permis de financer la construction d'usines efficaces et de pointe, à des taux d'intérêt minimes et dans des contextes de charge salariale faible. L'abondance de nombreux métaux et la tendance des prix à la baisse qui en est résultée ont en outre fortement subi les effets de la récession de 1980-1982, en particulier au Canada où l'industrie des minéraux exporte environ 80 % de ses produits (Bigauskas, 1986a).

Comme il faudra encore plusieurs années avant que l'équilibre entre l'offre et la demande puisse être réétabli, ce qui ne devrait pas se produire avant le début des années 1990, la remontée des prix sera lente. Les producteurs canadiens s'inquiètent particulièrement d'un certain nombre de facteurs qui continueront à gêner le fonctionnement d'un marché libre international. La plupart des concurrents sont gérés ou subventionnés par le gouvernement et certains sont protégés par des barrières tarifaires et non tarifaires ou sont membres de blocs commerciaux régionaux. De plus, il est à

prévoir que la conclusion d'ententes d'échange entre fournisseurs prévoyant des prix artificiellement faibles ou des taux d'échange peu élevés augmentera à l'avenir. Tous ces facteurs, individuellement ou globalement, vont alourdir, sinon contrecarrer, les tentatives du Canada pour conserver ses marchés des métaux nonferreux et pour en pénétrer d'autres.

De 1960 à 1973, la consommation mondiale de plomb s'est accrue au rythme annuel moyen de 3,7 %. La demande de la plupart des métaux non ferreux a subi une chute brusque lors de la pénurie internationale de pétrole provoquée par l'embargo de 1973. La consommation de plomb, toutefois, a maintenu une croissance de 4,1 % jusqu'en 1979, et ce grâce à la demande accrue de batteries d'accumulateurs (EMR, 1985). Les prix du plomb ont continué d'augmenter pour atteindre un sommet de 73 ¢ US/lb [1,61 $/kg] (en dollars constants de 1983). Cette augmentation a été favorisée par un surplus de zinc qui a eu pour effet, malgré les marges de profits records du plomb, de restreindre la production de ce métal étant donné que les deux métaux sont produits dans les mêmes installations. La marge de profits réalisée par les fonderies de deuxième fusion ont été encore plus élevée et ce secteur a accru sa part du marché qui est passée de 33 % à 45 % de la demande du monde occidental en plomb affiné.

C'est à cette étape que l'industrie a commencé à réagir. L'apparition de batteries améliorées contenant des proportions inférieures de plomb a entraîné une diminution fondamentale (ou structurale) de la demande de ce métal, tendance qui ne sera pas inversée malgré les modifications qui

pourraient être apportées aux conditions purement économiques. Un autre changement structural résulte de l'utilisation de plus en plus restreinte en général de plomb-tétraéthyle (TEL) et de plomb-tétraméthyle (TML) qui sont des antidétonants au plomb ajoutés à l'essence. Aux États-Unis, au Canada, dans les Communautés européennes, au Japon, en Suède et en Suisse, ces restrictions sont entrées en vigueur avant 1980. En même temps commença à se préciser une tendance à utiliser des véhicules plus petits et plus économes en essence, ce qui eut pour effet de réduire la consommation globale d'essence.

Le plus récent obstacle auquel a dû faire face l'industrie a été la récession de 1980-1982 et la lente reprise de la demande par la suite. Étant donné que les minerais de plomb et de zinc ont été extraits et traités ensemble, la demande de zinc stimulée par la reprise économique a eu pour effet d'accroître les stocks de plomb déjà importants jusqu'en 1983 et de faire tomber les prix à 22 ¢ (US) par livre [48,5 ¢/kg] (en dollars constants de 1983). Le niveau moyen des prix en 1984 était de 25,5 ¢/lb avant de tomber à 19 ¢ en 1985. Le niveau des prix, vers le milieu de 1986, était d'environ 22 ¢ (US) par livre [48,5 ¢/kg].

Contrairement aux entreprises d'extraction et de concentration, la structure des prix en vigueur dans les fonderies et les affineries canadiennes est l'une des plus élevées du monde (figure III.1). Pour conserver leur part du marché, les fonderies et les affineries devront devenir plus concurrentielles, mais pas de façon marginale comme

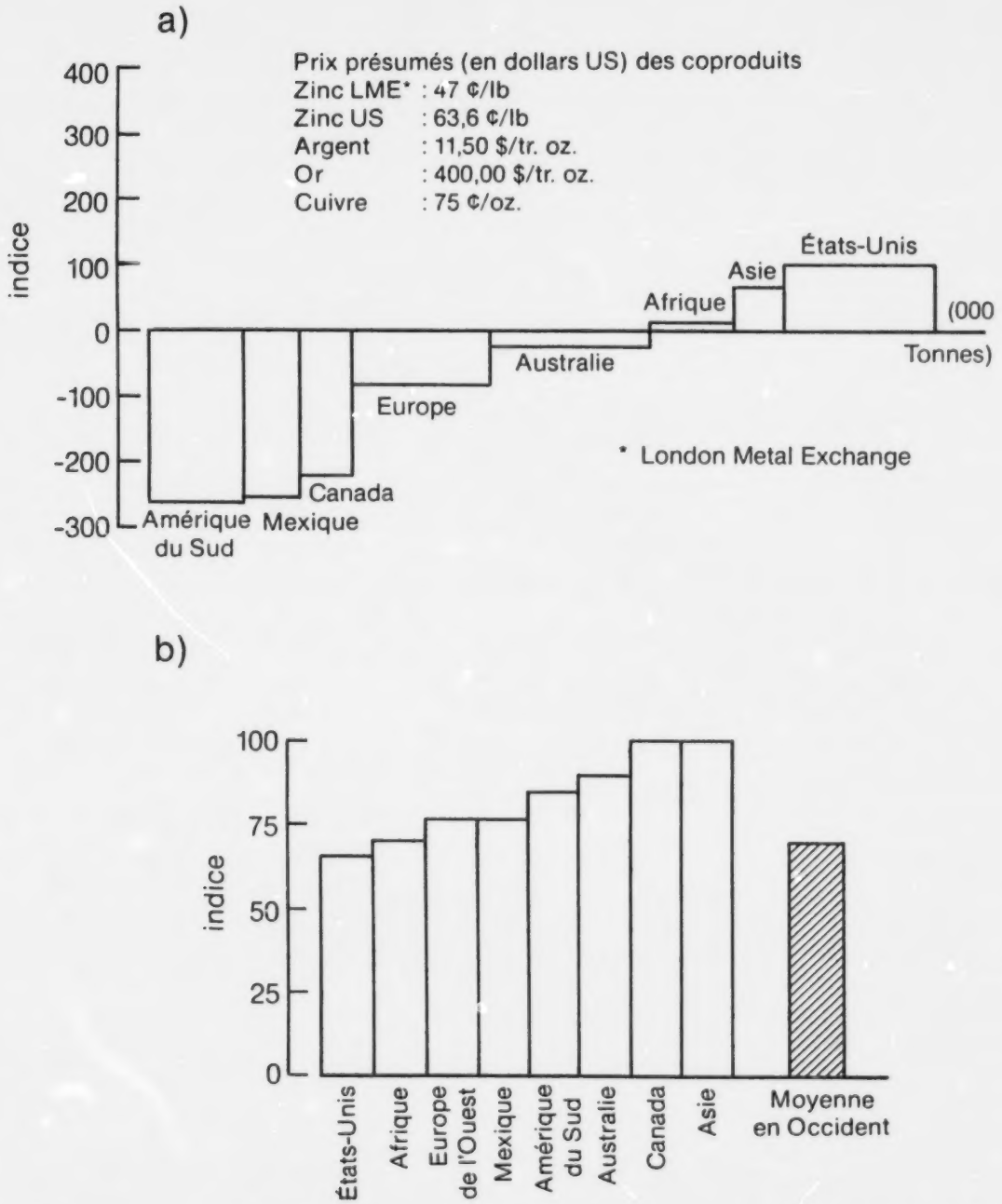


Figure III.1. Classement (a) des principaux producteurs miniers de plomb et (b) des principales fonderies et d'affineries, 1984, selon la compétitivité des coûts.

Source: EMR, 1985.

présentement. Pour ce faire, il faudra investir des sommes de l'ordre de plusieurs centaines de millions de dollars (Bigauskas, 1986a). Il ne semble pas, que, dans les circonstances actuelles, les entreprises de production intégrée ou les sociétés mères puissent facilement faire face à de telles dépenses si l'on tient compte de la structure de leurs investissements et de leurs dettes. Toutefois, Bigauskas (1986a) croit qu'une telle stratégie est nécessaire si l'on veut assurer la survie des industries d'extraction du plomb qui doivent fonctionner malgré des barrières tarifaires et non tarifaires dans un marché concurrentiel et en régression. Les gouvernements du Canada et de la Colombie-Britannique ont récemment accepté d'investir dans la modernisation de la fonderie de Trail dont la construction remonte à 1906, en achetant respectivement 79 $ millions et 55 $ millions d'actions privilégiées rachetables émises par la Cominco Ltd. La fonderie vétuste et dispendieuse sera remplacée par une fonderie de pointe peu coûteuse qui permettra à l'usine d'être concurrentielle sur les marchés mondiaux. En plus d'améliorer sensiblement les coûts de production, cette mesure devrait se traduire par une protection améliorée de l'environnement et du lieu de travail.

Les principaux marchés d'exportation du plomb canadien sont les États-Unis, l'Europe et le Japon qui devraient tous devenir très concurrentiels dans un avenir prévisible. Le marché américain devrait connaître une expansion lente; mais déjà des pressions s'y exercent pour restreindre toute importation. Les projections en Europe indiquent un marché du plomb stagnant, qui pourrait lentement croître; de plus, il sera difficile

comme par le passé de faire des percées sur le marché japonais qui continuera vraisemblablement d'être protégé par les politiques protectionnistes traditionnelles.

La consommation de plomb au Canada est beaucoup moins élevée que la production nationale. En 1984, on a utilisé au pays 130 547 tonnes de plomb affiné de première et de deuxième fusion; le reste, environ la moitié de la production totale, a été exporté (Bigauskas, 1985). Le plomb produit au pays est surtout utilisé dans l'industrie de fabrication des batteries d'accumulateurs; les autres principaux consommateurs sont les fabricants de peintures et d'enduits, d'additifs d'essence au plomb-tétralkyle, d'alliages et de soudures (figure III.2).

La consommation annuelle de plomb affiné au Canada a augmenté de façon marquée entre 1970 et 1984 (45 000 tonnes). Au cours de cette période, la production de plomb affiné de première fusion a diminué de 10 650 tonnes, et les exportations de 14 488 tonnes. Si l'on tient compte d'une faible augmentation des importations, les données du tableau III.I indiquent que la consommation de plomb ne pourrait augmenter qu'en recourant à un recyclage beaucoup plus efficace du plomb de deuxième fusion.

2. Élimination des résidus

En 1982, environ 73 000 tonnes de plomb ont été rejetées dans l'environnement canadien en grande partie sous forme de déchets solides

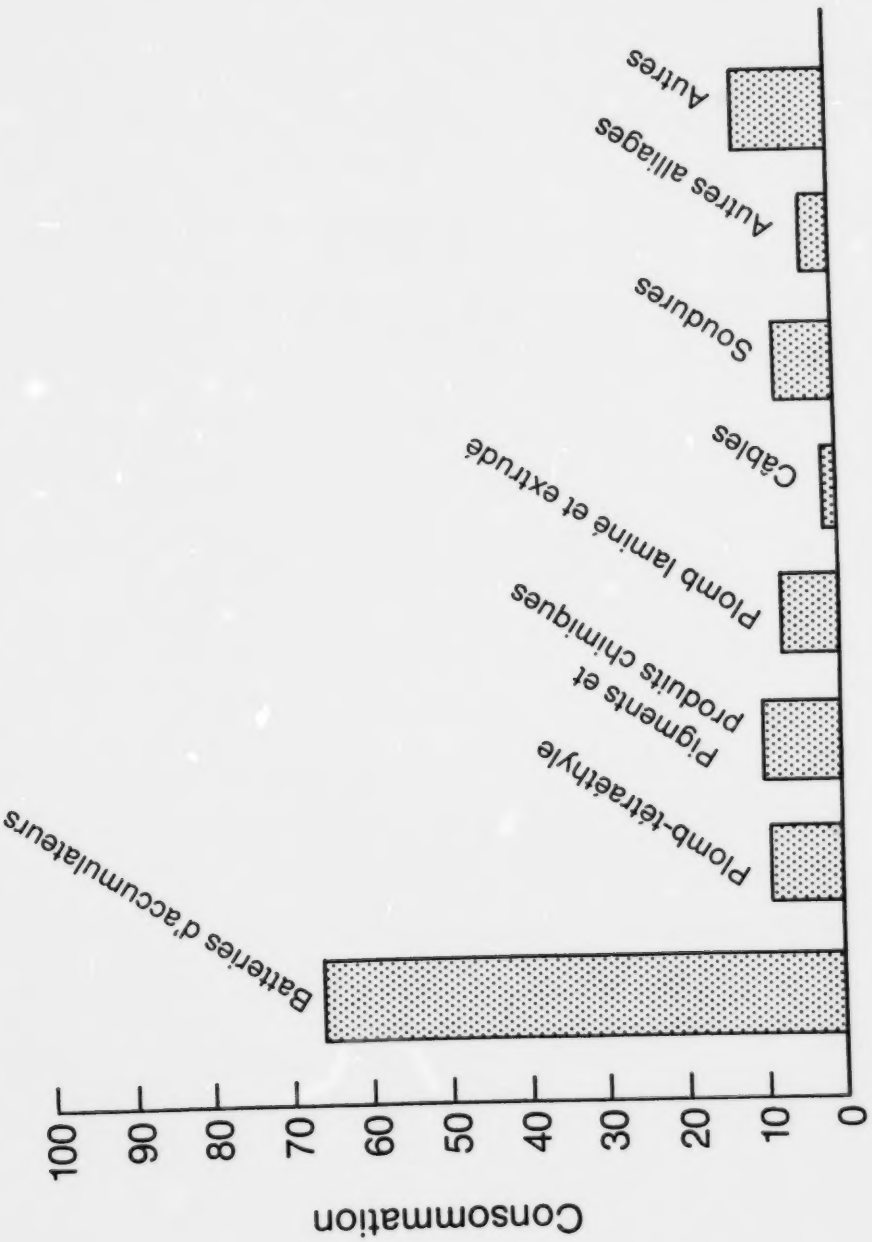


Figure III.2. Consommation finale du plomb au Canada, 1984

Source: Irwin, 1985.

(61 000 tonnes) (Jaques, 1985). Il s'agit, en majorité, de résidus métallurgiques. La quantité de plomb contenue dans les scories a été évaluée à environ 17 000 tonnes; ces scories sont très peu réactives et leur vitesse de lixiviation est, semble-t-il, très faible. De plus, 38 000 autres tonnes de plomb, principalement du sulfure de plomb non modifié (et non réactif) sont rejetées à même les résidus de concentration résultant de la flottation du minerai initial.

Les 562 tonnes d'effluents liquides étaient composées de 412 tonnes de plomb contenues dans les égouts municipaux (73 %) et de 87 tonnes (15 %) provenant de l'extraction, de la concentration, de la fonte et de l'affinage des métaux.

Les émissions de particules de plomb dans l'atmosphère sont encore plus importantes (11 446 tonnes en 1982). Les particules de petite dimension (moins de 1 um de diamètre) résultant de la combustion du TEL et du TML, deux antidétonants au plomb, ont été la principale cause de ces émissions (voir Section IV). Ces particules ont compté 7 278 tonnes ou 63 % des émissions de 1982; cependant, les émissions de plomb provenant de l'essence diminuent chaque année par suite de l'adoption de règlements à cet effet (voir figure IV.I, Section IV). L'extraction minière et l'affinage des métaux non ferreux dans lesquels le plomb constitue un élément impur, en particulier dans le cuivre, le nickel et le zinc, ont contribué à produire 18 % des émissions de plomb atmosphérique en 1982, une proportion supérieure à celle de l'industrie de production du plomb elle-même (9 %). Les émissions de plomb libérées par les installations de production du fer et de l'acier ont été également

importantes (8 %). Bien que la teneur en plomb des minerais ferreux et non-ferreux soit faible, la concentration de très grandes quantités de ces minerais produit de grandes quantités de plomb. La dimension des particules de ce type d'émission se situe habituellement entre 10 et 500 µm.

Le stockage sur place des poussières provenant des dépoussiéreurs des fours électriques utilisés dans les aciéries illustre bien ce fait. Ces poussières sont extrêmement fines et contiennent de grandes quantités de zinc (environ 20 %) et de plomb (de 10 à 15 % environ) résultant du recyclage des résidus d'acier. On évalue que plus de 200 000 tonnes de ces poussières seront stockées en Ontario et au Québec (Gauvin, 1986).

Des quantités appréciables de plomb et d'autres substances toxiques telles que les biphényles polychlorés (PCB), sont contenues dans les huiles lubrifiantes usées. Environ 18 % de l'huile usée au Canada est recueillie et la moitié de cette quantité est retraitée (Fisher, 1985). Le reste est soit incinéré, émettant ainsi environ 130 tonnes de plomb par année dans l'atmosphère, ou répandu sur les routes pour fixer la poussière. Le plomb contenu dans l'huile répandue sur les routes est facilement mobilisable et peut être entraîné dans le sol ou vers les étendues d'eau voisines (Metzler et Jarvis, 1985).

Pendant de nombreuses années, on a utilisé le plomb comme métal d'apport pour réparer les carrosseries d'automobile; cependant, son utilisation est graduellement éliminée. Comme le métal d'apport est

recouvert d'une couche de peinture, il passe inaperçu lors du recyclage des automobiles. Il est par conséquent évacué par les cheminées des aciéries et contribue fortement aux émissions de plomb des fonderies de métaux ferreux. Une autre source de plomb provient des batteries d'accumulateurs qui n'ont pas été enlevées des voitures avant le broyage de ces dernières. L'industrie du plomb de deuxième fusion n'émet que 0,12 % des émissions atmosphériques, c'est-à-dire 14 tonnes (Jaques, 1985). Cette quantité est toutefois contre-balancée par les 1 500 tonnes de résidus solides (Irwin, 1985) composés en grande partie du plomb contenu dans les scories, sans compter le plomb contenu dans les bacs et dans d'autres matériaux usés. Comme les poussières recueillies dans les dépoussiéreurs et les cendres volantes sont recyclées, leurs quantités ne sont pas incluses dans les chiffres susmentionnés (Jaques, 1985).

Les méthodes de manutention et d'élimination des résidus qui ont été mises au point par les industries de première et deuxième fusion du plomb ont été adaptées aux besoins des utilisateurs industriels du plomb. Les poussières et les fumées sont recueillies dans des dépoussiéreurs ou des précipitateurs au moyen de systèmes de ventilation efficaces; de plus, les travailleurs doivent porter des masques et des vêtements de protection dans les zones à exposition très élevée.

3. L'industrie de première fusion du plomb

Les minerais exploités au Canada contiennent de 2 à 5 % de plomb en poids. Il s'agit, en général, de minerais sulfurés de plomb et de zinc,

associés à de l'argent, du cuivre et du fer (EMR, 1985). Au Canada, les réserves de minerai de plomb, prouvées et indiquées, contiennent 17 x 10^6 t de plomb, ce qui correspond à 13 % des réserves de plomb des pays non socialistes. Le plomb produit au Canada est en grande partie un coproduit ou un sous-produit du zinc. Les réserves canadiennes de zinc (56 x 10^6 t) sont les plus importantes des pays occidentaux et le Canada occupe également le premier rang pour ce qui est de l'extraction du zinc. Étant donné que le plomb et le zinc sont étroitement associés, il faut pour produire le zinc extraire simultanément son sous-produit, le plomb, et le concentrer. C'est pourquoi la production de plomb n'est pas simplement soumise aux fluctuations de la demande de ce métal.

Les concentrateurs de plomb au Canada sont situées au Nouveau-Brunswick, en Ontario, au Manitoba, en Colombie-Britannique, au Yukon et dans les Territoires du Nord-Ouest. Bien que plusieurs mines aient fermé leurs portes de façon temporaire ou permanente, la mine Cyprus Anvil au Yukon reprendra ses activités au milieu de 1986. On ne compte que deux affineries importantes de plomb, qui sont situées à Belledune au Nouveau-Brunswick (la Brunswick Mining and Smelting Corporation, gérée par la Noranda Inc.) et à Trail en Colombie-Britannique (la Cominco Ltd.) (figure III.3). La fonderie de Trail est la plus ancienne mais elle a été modifiée plusieurs fois depuis sa construction en 1906. La fonderie de Belledune a été construite entre 1964 et 1966 pour traiter les minerais complexes de la région. Depuis qu'elle a été modifiée en 1971, la fonderie ne traite plus les minerais de plomb-zinc; elle se limite à la fonte des concentrés de plomb expédiés par

les mines de la région. La nature du concentré utilisé dans cette fonderie est la principale cause de son coût élevé d'exploitation.

Les procédés de traitement et d'affinage sont illustrés à la figure III.4. Le minerai est d'abord écrasé et broyé; les différents minéraux sont retirés de la gangue par flottation différentielle afin de produire un concentré de plomb ou de plomb-argent. Les concentrés sont soit exportés, soit expédiés vers l'une des fonderies canadiennes de première fusion où ils subissent d'abord un frittage visant à éliminer le soufre (tel que l'anhydride sulfureux) avant d'être converties en métal de plomb fondu par grillage avec du coke et des fondants pour former un laitier qui recueille une partie des impuretés dissoutes. Le métal fondu est ensuite affiné pour en éliminer le cuivre, le bismuth, l'antimoine et l'arsenic et pour récupérer par coupellation le métal qui est composé de 99,6 % d'argent. L'anhydride sulfureux produit est converti en acide sulfurique qui est récupéré dans les usines proches pour y fabriquer des engrais au phosphate d'ammonium.

Les poussières qui contiennent du plomb et qui résultent de l'extraction, de la concentration et du transport des minéraux constituent un danger pour la santé tout comme les fumées produites durant la fusion : il s'agit de fines particules d'oxyde dont le diamètre, de 1 µm ou moins les rend facilement inhalables.

Principales sociétés minières

(Les chiffres renvoient à ceux indiqués sur la carte ci-dessus)

1. Brunswick Mining and Smelting Corporation Limited
2. Kidd Creek Mines Ltd.
3. Noranda Inc. (Geco Division)
4. Mattabi Mines Limited
   Noranda Inc. (lac Lyon, groupe "F")
5. Hudson Bay Mining and Smelting Co., Limited
6. Cominco Ltd. (mine Sullivan)
7. Dickenson Mines Ltd. (mine Silmonac)
8. Westmin Resources Ltd. (Lynx et Myra, H.W.)
9. United Keno Hill Mines Ltd. (Elsa)
10. Pine Point Mines Ltd.
11. Nanisivik Mines Ltd.
12. Cominco Ltd. (mine Polaris)

Usines métallurgiques

A. Brunswick Mining and Smelting Corporation Ltd.
   Smelting Division, Belledune
B. Cominco Ltd., Trail

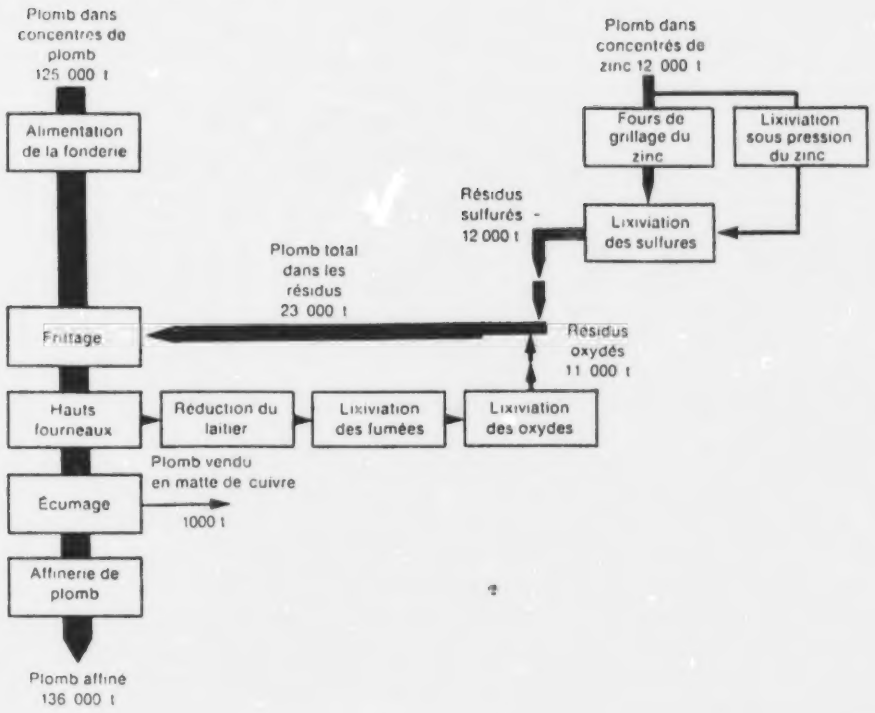
Fonderies de deuxième fusion

S Canada Metals Ltd., Winnipeg
T Northwest Smelting Ltd., Winnipeg
V Metalex Ltd., Vancouver
W Canada Metals Ltd., Toronto
X Nova Pb Inc., Montreal
Y Toronto Refiners and Smelters Ltd.
Z Tonelli Canada Ltd., Mississauga

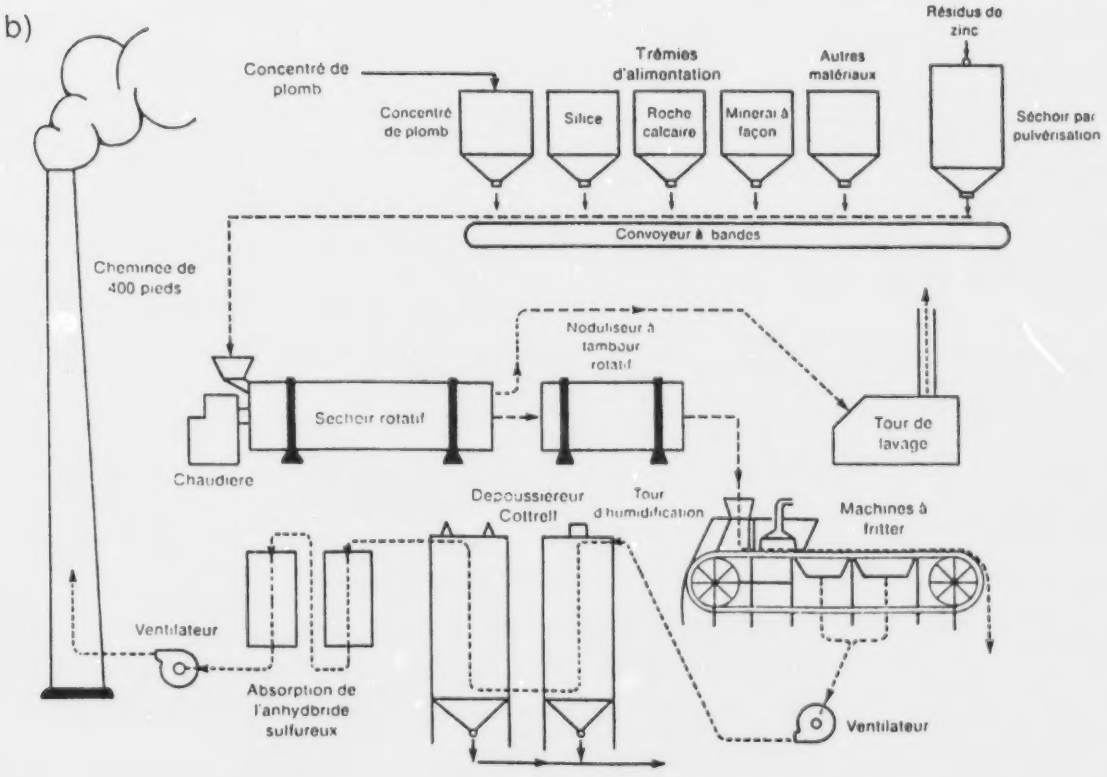
Figure III.3. Principales sociétés minières, usines métallurgiques et fonderies de deuxième fusion au Canada, 1985

Source: Bigauskas, 1985.

a)


Plomb dans concentrés de plomb 125 000 t
Plomb dans concentrés de zinc 12 000 t
Alimentation de la fonderie
Fours de grillage du zinc
Lixiviation sous pression du zinc
Résidus sulfurés - 12 000 t
Lixiviation des sulfures
Plomb total dans les résidus 23 000 t
Frittage
Résidus oxydés 11 000 t
Hauts fourneaux
Réduction du laitier
Lixiviation des fumées
Lixiviation des oxydes
Plomb vendu en matte de cuivre
Écumage
1000 t
Affinerie de plomb
Plomb affiné 136 000 t

b)


Résidus de zinc
Concentré de plomb
Trémies d'alimentation
Autres matériaux
Concentré de plomb
Silice
Roche calcaire
Minerai à façon
Séchoir par pulvérisation
Convoyeur à bandes
Cheminée de 400 pieds
Nodulisateur à tambour rotatif
Sécheur rotatif
Tour de lavage
Chaudière
Dépoussiéreur Cottrell
Tour d'humidification
Machines à fritter
Ventilateur
Absorption de l'anhydbride sulfureux
Ventilateur

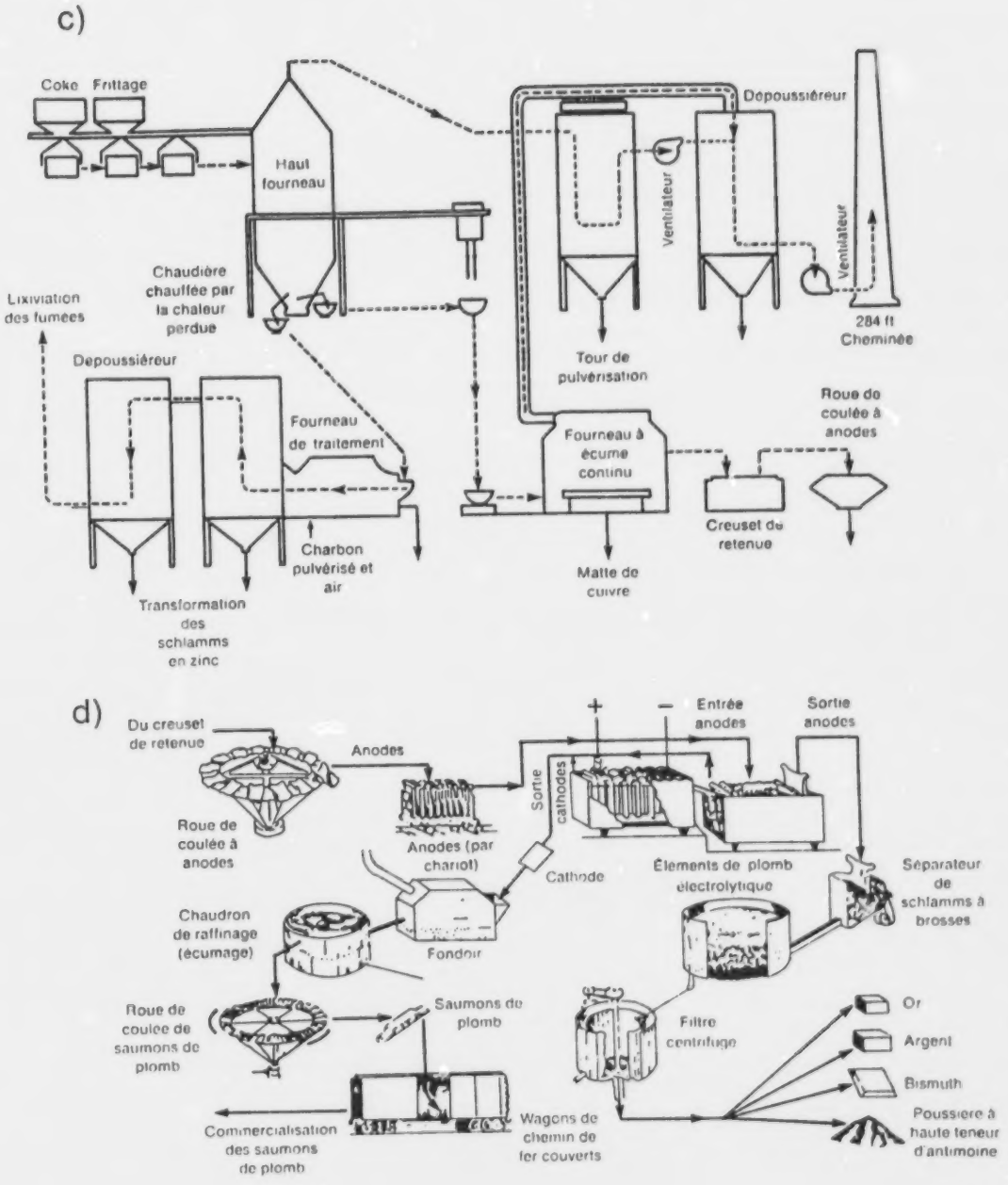


Figure III.4. Réduction Primaire du plomb. a) usine de Trail; b) frittage du plomb; c) fusion du plomb; d) affinage du plomb

Source: Cominco, 1985.

Les deux fonderies de première fusion au Canada sont situées dans des régions faiblement peuplées et la plupart des mines qui les alimentent sont situées dans des endroits très éloignés. L'emploi dans les régions environnantes dépend donc fortement de l'exploitation des mines et des fonderies. La Brunswick Mining and Smelting Ltd. compte 601 employés à sa fonderie de Belledune et 100 autres à l'usine de fabrication d'engrais; la Cominco Ltd. compte 2,700 employés à Trail et 1,000 à Kimberley. Les activités de fonderie présentent des dangers potentiels pour la santé des travailleurs et leurs familles habitant dans les cantons voisins. Pour protéger la santé des travailleurs, les sociétés d'exploitation minière et la fonderie ont recours au ramassage de la poussière, à la ventilation et à d'autres mesures de sécurité, telles l'utilisation de dépoussiéreurs et le port obligatoire de masques dans les sections d'usines où le taux d'exposition est élevée. La détermination du taux de plomb dans le sang y est réalisée de façon courante et les travailleurs sont retirés des sections à exposition élevée dès qu'on relève dans leur sang un taux de plomb presque aussi élevé que le taux d'intervention de 60 µg/dL réglementé par la Colombie-Britannique ou le taux de 70 µg/dL négocié par les syndicats du Nouveau-Brunswick. Les inspecteurs provinciaux surveillent les activités des sociétés minières et des fonderies pour s'assurer qu'elles respectent les règlements en matière de sécurité et d'hygiène. Les émissions de plomb et les effluents provenant des fonderies de première fusion sont énumérés dans les tableaux III.II et III.III.

Les problèmes environnementaux causés par l'exploitation des usines Kimberley-Trail et Belledune-Bathurst sont traités dans la section VIII.

4. L'industrie de deuxième fusion du plomb

L'industrie canadienne de deuxième fusion du plomb récupère et recycle de 60,000 à 80,000 tonnes de plomb chaque année. L'industrie traite environ 15,000 batteries au plomb usagées par jour, ce qui correspond à 80 et 90 % des matériaux bruts utilisés. Le reste est en grande partie composé d'écumes de plomb se formant à la surface des bains métalliques. Les gaines de câble, les soudures, les tuyaux et les autres résidus de plomb sont également traités. La figure III.5 illustre le déroulement des processus d'une usine typique.

Les marchands de ferrailles ramassent des batteries et d'autres matériaux constitués de plomb et les livrent à l'usine. Dans une fonderie moderne, les batteries usagées passent d'abord par une unité de séparation dans laquelle des dispositifs perfectionnés de démolition récupèrent les matériaux en plomb contenus dans les bacs et les séparateurs et neutralisent l'acide des batteries. Les pâtes qui contiennent du plomb sont enlevées du bac et l'acide est rejeté dans les égouts après avoir été dilué à des concentrations conformes aux règlements provinciaux ou municipaux. Les bacs en polypropylène et en caoutchouc dur ainsi que les séparateurs sont lavés et revendus lorsqu'ils sont réutilisables ou jetés dans une décharge approuvée.

Tableau III.II

Teneur en plomb des effluents à leur arrivée dans les eaux réceptrices : Canada, 1982

Secteur	Effluents (t.)	% du total
Industrie		
Égouts municipaux	412	73
Extraction et concentration	49)	
Fonte et affinage	29)	15
Fer et acier de première fusion	9)	
Fabrication des produits chimiques	37	7
Pâtes et papier	9	2
Métallisation	5	1
Fabrication des batteries d'accumulateurs	4	< 1
Fabrication des métaux	2	< 1
Raffinage du pétrole	2	< 1
Fonderies	1	< 1
Divers	4	< 1
Total	562	100

Province		
Québec	250	44
Ontario	125	22
Colombie-Britannique	62	11
Nouveau-Brunswick	46	8
Alberta	21	4
Nouvelle-Écosse	20	4
Territoires et autres provinces	38	7
Total (des provinces et des territoires)	562	100

Source : Jaques, 1985

Tableau III.III

Émissions atmosphériques de plomb : Canada, 1982

Source	Émissions (t.)	% du total
Essence (y compris la fabrication de plomb-alkyle)	7 278	63
Fonderies de première fusion		
Plomb et zinc	1 268*	11
Autres métaux non ferreux	1 706	15
Fer et acier	600*	5
Fonderies de deuxième fusion du plomb	14	0,1
Utilisations industrielles		
Batteries d'accumulateurs	20	0,2
Autres industries du plomb (y compris peintures et pigments)	27	0,2
Coulée de métaux	301	3
Cimenterie	6	< 0,1
Production de coke métallurgique	2	< 0,1
Production d'énergie (sources stables)	25	< 0,1
Incinération des déchets	199	2
TOTAL	11 466	99

* Les émissions de plomb provenant d'usines de production de fer et d'acier sont comparables à celles provenant d'usines de plomb.

Source : Jaques, 1985

Le matériau qui contient du plomb est ensuite fondu et donne un plomb d'oeuvre. La plupart des fonderies de deuxième fusion utilisent des fours à réverbères rotatifs ou des hauts fourneaux qui produisent un métal contenant environ 1,75 % d'antimoine et des scories. Le plomb emprisonné dans le laitier est chimiquement inerte et peut être rejeté comme matériau de remblayage.

Le métal impur est par la suite affiné et allié selon les spécifications du client et les écumes résultant de cette opération subissent une autre fusion (Irwin, 1985).

Les fonderies de deuxième fusion du plomb sont situées dans les zones urbaines parce qu'elles doivent disposer d'une très grande source de matériaux bruts et d'un réseau de transport qui leur permettent de récupérer les batteries et les autres résidus de plomb de façon économique et à des distances pouvant aller jusqu'à 1 500 km. Les procédés qu'elles utilisent, cependant, ont causé la contamination de l'environnement urbain, particulièrement à Toronto, où deux fonderies de deuxième fusion sont situées près de zones résidentielles (voir section VIII). Depuis quelques années, le public s'étant sensibilisé aux effets nocifs du plomb sur la santé, l'industrie a dû installer des dépoussiéreurs plus efficaces, des couvercles sur les creusets et de meilleurs systèmes de ventilation à la fois pour protéger les travailleurs et pour prévenir la fuite de particules de plomb à l'extérieur de l'usine. Certaines usines sont maintenant dotées des systèmes

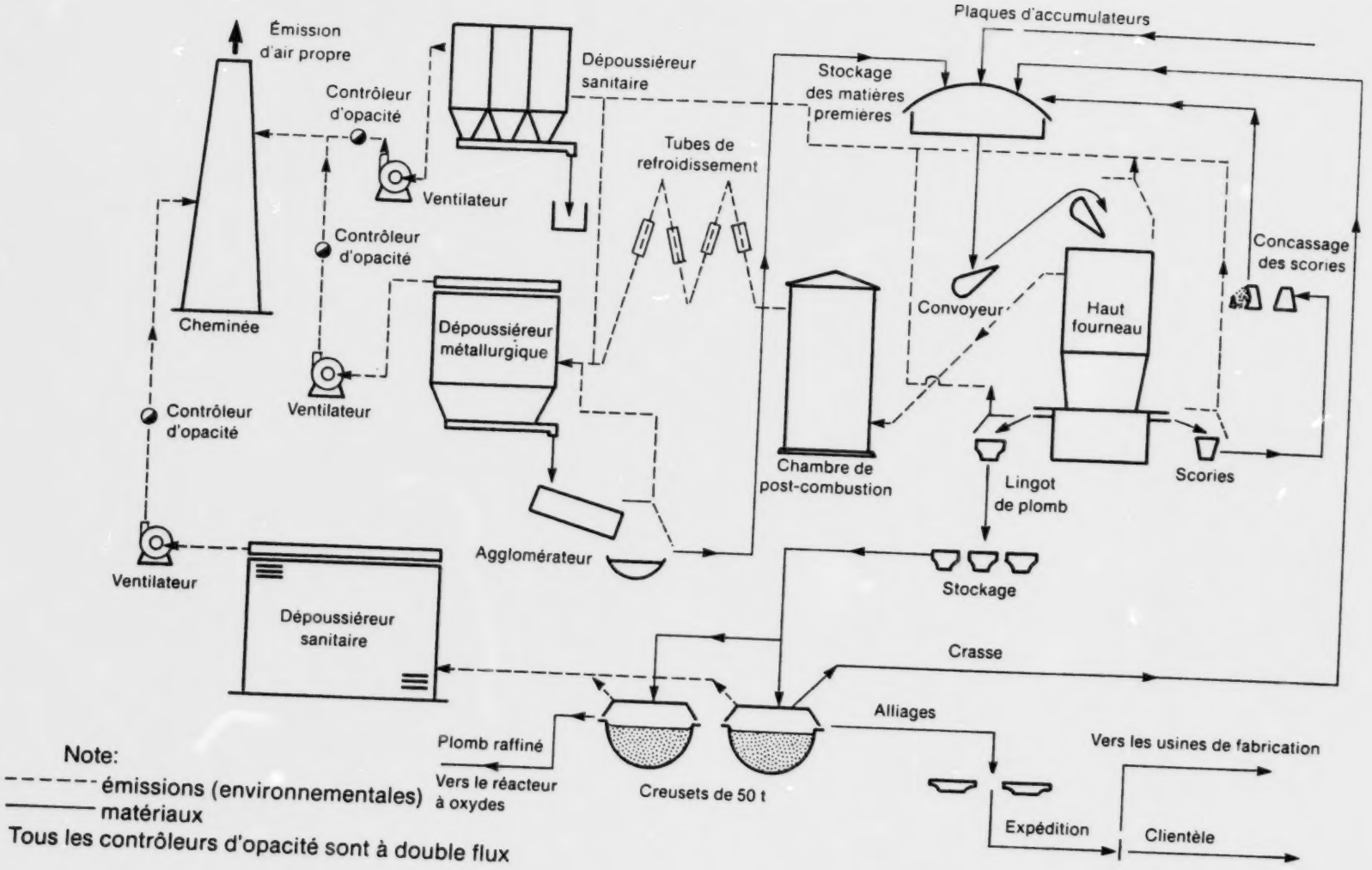


Figure III.5. Fonderie de deuxième fusion du plomb

Source: Irwin, 1985.

à dépression interne négative qui empêchent la poussière de sortir par les portes. Les travaux effectués à l'extérieur sont également organisés de façon à ce que les matériaux secs ne soient pas déplacés; les matériaux sont en outre stockés dans des entrepôts à ventilation secondaire. En 1984, les émissions de plomb provenant des fonderies de deuxième fusion s'élevaient à 15,8 t., quantité fondée sur une production de 79,000 tonnes (Irwin, 1985) et un facteur d'émission par l'industrie de 0,2 kg/t. (Jaques, 1985).

Les résultats impressionnants obtenus en ce qui a trait à la sensibilisation de l'industrie aux questions de santé et d'environnement et les mesures antipollution qui en ont résulté ont occasionné des dépenses d'investissement et d'exploitation importantes. Les affineries de deuxième fusion sont en général des entreprises âgées dont les installations sont anciennes : aucune fonderie de deuxième fusion au Canada n'a été conçue et construite selon les principes modernes d'exploitation et selon des techniques de pointe. Le prix des métaux étant actuellement faible, les nouveaux investissements seraient si coûteux que le fait d'insister pour qu'elles soient relocalisées dans des zones non résidentielles entraînerait, compte tenu du nettoyage de l'environnement, de la décontamination du site et du remplacement de l'usine qu'il faudrait effectuer, la disparition de cette industrie. Même si les fours à oxygène et les procédés de récupération à faible température sont plus efficaces et moins polluants, leur installation ne permettrait pas aux usines existantes de réaliser des profits et ce à cause de la situation économique actuelle.

L'industrie de deuxième fusion du plomb est l'une des plus efficaces de toutes les industries de recyclage. Selon les chiffres obtenus, elle a atteint une efficacité de récupération de 98 % en ce qui concerne le recyclage des matières premières. Les déchets de plomb sont récupérés dans les garages, les rues, les usines et les entrepôts, sans frais pour les autorités locales et, de plus, leur retraitement permet d'obtenir un produit utile. Sans ces fonderies, les batteries d'accumulateurs qui contiennent des produits toxiques et dangereux (en particulier de l'acide sulfurique) auraient été jetées en vrac dans les dépotoirs où il aurait fallu les ramasser aux frais des contribuables. L'accumulation et le rejet des batteries dans les dépotoirs municipaux constituent déjà un problème dans certaines régions des États-Unis où le faible prix du plomb a déjà forcé la moitié des fonderies de deuxième fusion qui fonctionnait en 1980 à fermer leurs portes. Le prix peu élevé du plomb (48,5 c US/kg comparativement à 1,61 $/kg en 1979) ne constitue pas non plus un stimulant réel pour le recyclage des batteries. En 1980, aux États-Unis, 94 % environ des vieilles batteries au plomb étaient acheminées vers les fonderies de deuxième fusion comparativement à 66 % en 1935 (Palmer et Sappington, 1986). Le reste était en partie exporté vers le Canada.

En 1985, la demande de plomb de la part des usines américaines de fabrication de batteries s'élevait à 714,000 t., soit environ 70 % de la demande totale, comparativement à 763,000 t. en 1984, causant une augmentation marquée des stocks. Cette baisse de la demande résultant de la fermeture permanente ou pour une période indéfinie d'usines qui absorbaient

308,000 t. de plomb par année a eu des répercussions sur l'industrie de deuxième fusion qui a vu la production totale aux États-Unis tomber bien au-dessous du niveau de 1984 qui était de 618,000 tonnes. La capacité de recyclage aux États-Unis est passé de 1,1 million de tonnes en 1981 à 600,000 tonnes en 1986, et seulement les deux tiers de cette capacité sont exploités. L'avenir ne laisse pas prévoir d'améliorations, étant donné que la deuxième fusion et le concassage des batteries produisent des déchets définis comme dangereux selon la Loi sur la protection et la récupération des ressources (Resource Conservation and Recovery Act) qui stipule que les sociétés concernées doivent contracter une assurance de responsabilité coûteuse pour les dommages à l'environnement et posséder des installations spéciales de traitement et d'entreposage. Si cette tendance de fermeture d'usines devait se poursuivre, Palmer et Sappington (1986) évaluent à 1,4 million de tonnes les vieilles batteries au plomb qui auront été mises au rebut de façon non appropriée au cours de la décennie 1980. Même la dernière fonderie à ouvrir ses portes aux États-Unis a annoncé son intention de les fermer en 1986 devant son incapacité à contracter une telle assurance.

Depuis 1984, trois fonderies canadiennes de plus petite taille ont fermé leurs portes à cause, elles aussi, de la fluctuation des prix. Actuellement, trois fonderies sont encore en exploitation dans la région de Toronto, deux à Montréal, deux à Winnipeg et une à Vancouver. Trois d'entre elles sont situées près de zones résidentielles. Si la deuxième fusion du plomb et le transport et le traitement des vieilles batteries devaient être règlementés en vertu de la Loi sur les produits dangereux et de la Loi sur le transport

des produits dangereux, cette industrie pourrait bien disparaître. Cette situation causerait le même problème de rejet des résidus que celui que connaît actuellement les États-Unis; de plus, le secteur public plutôt que le secteur privé aurait à assumer les coûts très élevés de cueillette et d'élimination afin que les exigences d'intérêt public dans ce domaine soient satisfaites.

5. L'industrie de la fabrication des batteries d'accumulateurs

L'industrie de fabrication des batteries est la plus grande utilisatrice de plomb au Canada, sa consommation s'élevant à près de la moitié de la quantité totale de plomb consommé. Onze fabricants, ayant leur maison-mère aux États-Unis ou au Royaume-Uni, mais gérés par des sociétés canadiennes, ont produit 3,730,760 batteries d'automobiles en 1985 sans oublier les 180,000 autres batteries des nouvelles automobiles importées. La fabrication des batteries destinées à l'industrie de l'automobile a fourni de l'emploi à environ 2,000 personnes, et la fabrication des batteries industrielles à 400 autres personnes (Dick, 1986).

En 1985, la consommation de plomb par cette industrie a atteint 66,900 t. (Bigauskas, 1986b) mais ce ne sont pas tous les fabricants de batteries qui fabriquent également l'oxyde de plomb nécessaire à la pâte de batterie; elle provient en grande partie de l'industrie chimique. La fine poudre d'oxyde est la principale source d'émissions atmosphériques relativement faibles provenant des usines de fabrication des batteries (moins de 0,1 % de la quantité totale de plomb utilisée).

a) La fabrication des batteries

Le plomb possédant les caractéristiques d'alliage voulues provient principalement des fonderies de deuxième fusion sous forme de blocs ou de saumons de fonte, ou sous forme de feuilles laminées. Pour fabriquer les grillages de batterie servant à former les plaques ou les électrodes, trois techniques différentes sont utilisées (Roork, 1985).

- Les saumons sont fondus dans des creusets chauffés au gaz ou à l'électricité et le plomb fondu est versé de la poche de coulée dans les moules refroidis à l'eau. Le plomb solidifié est ensuite retiré du moule et placé dans une presse servant à découper les bavures, c'est-à-dire les bandes ou les morceaux de plomb qui obstruent les ouvertures de la grille. Ces bavures sont retournées dans le creuset. Les grilles après avoir durci par vieillissement sont enrobées d'oxyde de plomb.

- Certaines grilles de batteries industrielles ne sont pas versées mais coulées sous pression dans les moules avant d'être ébarbées et durcies.

- Certains fabricants utilisent un procédé à alimentation continue dans lequel l'alliage au plomb, sous forme de feuilles laminées, alimente un fouloir. Les barbes du fouloir sont revendues aux fonderies de deuxième fusion et les grillages sont directement

acheminés vers la machine à empâter étant donné qu'elles n'ont pas besoin d'avoir été préalablement durcies.

La pâte d'oxyde de plomb est la matière active de la batterie et des formules différentes sont utilisées pour les anodes (plaques positives) et les cathodes (plaques négatives). L'oxyde de plomb, provenant de trémies d'entreposage de grande dimension, est mélangé das un grand malaxeur à l'acide sulfurique, aux concentrations appropriées, ainsi qu'à d'autres produits; la ventilation est soigneusement vérifiée au cours de la manipulation de cet oxyde. La pâte est ensuite, soit déposée à la pelle dans la machine à empâter, soit versée à partir d'un chargeur à cône supérieur. Elle est ensuite introduite sous pression dans les espaces de la grille durcie par vieillissement et qui passe par la machine sur un convoyeur. Les nouvelles plaques ainsi mises en forme sont partiellementséchées dans des fours dégazés afin d'atteindre une teneur en humidité ne dépasssant pas 7 à 9 %. Les plaques qui semblent sèches sont enlevées du convoyeur, leurs bordures sont nettoyées et elles sont empilées pour subir un durcissement à l'eau au cours duquel se produisent de lentes modifications chimiques et cristallines s'échelonnant sur plusieurs jours d'entreposage. L'étape la plus poussiéreuse de ce procédé est le transport des plaques du convoyeur à l'entrepôt; c'est pourquoi la ventilation doit être efficace, d'abord pour réduire la poussière résultant de l'ébarbage, ensuite pour empêcher que les courants d'air ne soulèvent de la poussière durant l'entreposage.

Les plaques mûries subissent ensuite l'opération de "formage" : il s'agit de les soumettre à un courant continu pendant qu'elles sont immergées dans une solution d'acide sulfurique. Après cette étape de formage, les plaques positives sont placées sur des supports, lavées et séchées au four; les plaques négatives sont plongées dans de l'eau pendant un certain temps afin d'empêcher tout autre oxydation avant le séchage.

Les anodes, les cathodes et les séparateurs empilés à la main ou à la machine forment les éléments et toutes les plaques positives et négatives sont reliées par des barrettes soudées sur elles. (Dans certaines usines, le soudage ou la coulée a lieu avant la formation des éléments). Les éléments soudés sont ensuite mis en bac et les bornes sont soudées en ajoutant du plomb au moyen d'une pointe de soudure ou d'une petite poche de coulée. Les batteries chargées sèches ou humides sont terminées sur des lignes de production distinctes; les batteries humides contiennent de l'acide au moment de l'expédition.

(b) Émissions et effluents

Les particules provenant des cheminées constituent la principale source de plomb atmosphérique émis par les usines de fabrication des batteries. Les particules proviennent des systèmes de ventilation de l'usine, après leur passage dans les dépoussiéreurs à manches. Ces filtres sont habituellement très efficaces, retenant près de 99,9 % des poussières de plomb. Le transport, la manutention et l'entreposage de l'oxyde de plomb qui devrait idéalement être entreposé directement dans un local ventilé de l'usine et non

déchargé à l'extérieur, constituent une autre source importante d'émissions de plomb. Les usines qui fabriquent leur propre oxyde constituent une autre source d'émissions.

L'effluent qui contient du plomb, tel l'eau de lavage ou l'acide des cuves de formation doit être traité conformément aux règlements municipaux avant d'être rejeté dans les égouts. De nombreuses usines modernes de fabrication de batteries au plomb réduisent au maximum le rejet des effluents contaminés au plomb en utilisant des systèmes fermés pour réaliser certaines opérations, notamment le lavage des malaxeurs à pâte ou des machines à empâter. L'eau de lavage est recyclée et réutilisée (Roorke, 1985).

Les émissions atmosphériques totales de plomb provenant des usines de fabrication de batteries ont atteint 2 t. en 1984 et les effluents aqueux, 4 t. (Jaques, 1985).

(c) L'avenir de l'industrie de fabrication des batteries

L'utilisation de nouveaux alliages dans la fabrication des grilles a pour effet de réduire la teneur en plomb dans les batteries; cependant, comme le plomb est moins utilisé dans d'autres secteurs de l'économie (additifs d'essence, soudures, en particulier les boîtes de conserve alimentaire, et les peintures), il faut donc en conclure que la proportion de plomb utilisée dans l'industrie de fabrication des batteries augmente chaque année. La croissance réelle de la consommation de plomb est attribuable à une

augmentation du parc automobile. Bien que les batteries au plomb soient de plus en plus utilisées dans les camions et les véhicules de livraison fonctionnant à l'électricité, le rapport puissance-poids des batteries est trop faible pour qu'elles constituent une source d'alimentation électrique efficace pour le marché de l'automobile. En effet, les recherches actuelles indiquent que la nouvelle génération de batteries à haute densité énergétique qui pourraient répondre à ce besoin ne devraient pas être au plomb. Ces batteries ne seront probablement pas commercialement viables avant de nombreuses années; en outre, elles devaient être trop coûteuses pour servir de sources de démarrage ou de survoltage. Il semble qu'au cours des prochaines années, cette industrie connaîtra tout au plus une lente croissance, et son avenir à long terme est incertain.

6. Peintures et revêtements

La peinture a depuis toujours été utilisée pour ses qualités décoratives et protectrices sur une large gamme d'articles et de matériaux (Nriagu, PWR). L'industrie actuelle fait la distinction entre les peintures et les revêtements en fonction de leur utilisation finale : les peintures ont une valeur commerciale et dépendent fortement des besoins de la clientèle (Cloghesy, 1985). Les revêtements ont une application industrielle notamment pour protéger les boîtes de conserve alimentaires de façon à empêcher toute réaction entre le métal et le contenu, pour protéger contre la corrosion des ponts et des ouvrages en acier et pour inhiber la corrosion des bateaux par les salissures marines. L'épaisseur de certains de ces revêtements très efficaces n'est souvent que de quelques millièmes de centimètre.

Les peintures sont des produits liquides qui, lorsqu'on les applique sur une surface, forment une pellicule protectrice qui est habituellement à la fois décorative. Les peintures modernes sont formées à partir de près de 2 000 matériaux de base différents et sont le produit de réactions précises. Les 139 fabricants canadiens (tableau III.IV) commercialisent de 35,000 à 40,000 produits différents. La peinture contient un liquide volatil (solvants à l'eau ou organiques) et des matières filmogènes non volatils appelés liants. Dans les peintures à base de solvant, l'élément filmogène est une résine ou une laque et dans les produits à base d'eau, il s'agit d'une émulsion au latex.

Des pigments, habituellement sous forme de poudre, sont ajoutés pour obtenir une couleur particulière et une certaine durabilité; divers autres produits sont ajoutés pour faciliter l'application de la peinture en augmentant sa fluidité ou son épaisseur. Certains additifs permettent d'obtenir un fini brillant et une protection contre les moisissures après que la partie volatile s'est évaporée et que le liant et le pigment ont formé un film continu. En ce qui concerne les peintures, les revêtements et les vernis à base de résine et séchant à l'air, la formation d'une pellicule continue résulte de la liaison chimique des molécules qui s'associent pour former des polymères; ce phénomène se produit lorsque le liant réagit avec l'oxygène de l'atmosphère après évaporation du solvant.

Les peintures à émulsion au latex sèchent par simple évaporation de l'eau utilisée comme solvant, laissant un film continu. C'est également le cas des peintures-laque aux nitrocelluloses et aux résines acryliques.

Tableau III.IV

Répartition des usines de fabrication de peinture et de revêtement

Province	Nbre d'usines
Provinces de l'Atlantique	5
Québec	36
Ontario	74
Manitoba	3
Alberta	1
Saskatchewan	2
Colombie-Britannique	18
Total	139

Source : Cloghesy, 1985

Les moyens classiques utilisées pour appliquer la peinture sont la brosse, le rouleau et le pistolet; les revêtements industriels sont souvent formulés pour permettre leur application par électrodéposition ce qui permet d'obtenir une précision dans l'uniformité et l'épaisseur. Le subjectile est immergé dans une cuve où la peinture est dispersée dans l'eau et c'est le passage d'un courant électrique qui provoque le dépôt de la peinture sur le subjectile. De nouveaux procédés ont été également mis au point pour polymériser le film, notamment le séchage par faisceaux d'électrons ou par rayonnement ultraviolet, plutôt que pas simple séchage à l'air.

Les composés au plomb ont été utilisés comme pigments pendant des millénaires. Le pigment le plus utilisé dans les peintures, d'ailleurs le seul pigment blanc important disponible dans l'industrie jusqu'à l'introduction de l'oxyde de titane à la fin des années 1940, était le plomb blanc, un carbonate basique de formule $Pb_3(CO_3)_2(OH)_2$. Ce composé a été longtemps obtenu par le procédé Dutch qui, en réalité, a d'abord été décrit en Grèce par Théophraste vers 300 av. J.-C. (Partington, 1937).

(a) La peinture : un danger pour l'environnement*

La peinture au plomb qui s'écaille sur les boiseries et les murs intérieurs et extérieurs, en particulier dans les logements mal entretenus

---

* Les problèmes environnementaux spécifiques qui se manifestent dans les points chauds sont traités dans la section VIII

situés au centre des vieilles villes (Lin-Fu, 1972), ainsi que sur les meubles et les jouets d'enfants a été la principale cause de toxicité par le plomb des enfants, par voie directe, ou du moins, par mélange à la poussière des aires de jeux. C'est pourquoi plusieurs pays ont réglementé la quantité de plomb admise dans les peintures et ont restreint les endroits où la peinture contenant des pigments au plomb peut être appliquée. Ces pays sont, entre autres, la Communauté européenne, le Canada et les États-Unis.

Au Canada, l'utilisation du plomb dans les peintures est assujettie aux règlements promulgués en 1975, (C.R.C., 1983) conformément à la Loi sur les produits dangereux (SRC, 1968-1969). Ces règlements interdisent l'utilisation de pigments au plomb dans les revêtements de jouets et de meubles d'enfants et dans les peintures intérieures et précisent que la teneur en plomb de ces produits ne doit pas dépasser 0,5 % (comme métal) de la quantité totale des solides contenus dans le revêtement. Des directives d'étiquetage précises ont également été établies; toutefois, le plomb contenu dans les peintures extérieures n'a pas été soumis à de telles restrictions étant donné qu'aucun empoisonnement par le plomb n'a pu être documenté, même aux États-Unis**. En 1972, on y avait limité la teneur en plomb à 0,5 %

** À l'atelier sur la santé de la Commission, ce fait a été mis en doute; plusieurs cas de répercussions possibles résultant de l'écaillement de la peinture extérieure ont été mentionnés.

(exprimé en métal) et par la suite à 0,06 % (Federal Register, 1977). Toutefois, même avant la promulgation de ce règlement, la teneur en plomb de ces peintures avait déjà diminué rapidement suite à l'introduction de pigments à l'oxyde de titane.

Bien que ce règlement restreigne l'utilisation de pigments au plomb, les composés à base de plomb demeurent largement utilisés comme additifs dans la fabrication des peintures. Cependant, le manque de précision sur la composition de ce composés ne permet pas toujours de faire une idée juste des résultats avant l'application de la peinture. Les agents mouillants ou les agents de dispersion à base de plomb permettent d'obtenir un produit lisse et uniforme. Les peintures à base de zinc sont également utilisées mais l'exposition élevée au zinc peut également présenter des dangers de toxicité pour l'organisme humain.

Depuis quelques années, le recours à des émulsions de latex dans l'eau pour remplacer les solvants organiques même dans les peintures extérieures n'est devenue possible que depuis l'introduction du phosphate de plomb. L'eau qui pénètre dans le bois en solubilise le tanin, décolorant ainsi le film de peinture; les phosphates de plomb stabilisent les tanins, ce qui permet d'utiliser les peintures à base d'eau.

Les additifs au plomb pour savon (tallates, octoates et naphthates) sont utilisés pour promouvoir le séchage des revêtements oléorésineux que sont, entre autres, les peintures aux résines alkydes et plusieurs revêtements industriels contenant également des huiles siccatives.

Malgré l'application des Règlements sur les produits dangereux, la plus grande utilisation du plomb par l'industrie de la peinture est encore dans la fabrication de pigments. Il s'agit principalement du plomb rouge (oxyde de plomb) et du chromate de plomb (Cloghesy, 1985). L'oxyde de plomb est surtout utilisé comme agent protecteur contre la corrosion sur les ponts et les ouvrages en acier extérieurs; l'effet protecteur résulte des réactions de surface entre le fer ou l'acier et l'oxyde de plomb dans le film. Gray (1985) a évalué qu'en 1984-1985 la consommation de pigments au chromate de plomb sur le marché canadien a été de 2 300 t dont 1 600 t ont été utilisées par l'industrie de la peinture, 600 t par les fabricants d'encre d'impression et 100 t par l'industrie des plastiques. Les pigments au chromate sont utilisés lorsqu'on veut augmenter la durabilité de la peinture ou obtenir un fini brillant; on l'utilise dans les peintures pour véhicules et indications routières. En 1984, environ 570 t ont été utilisées dans les peintures pour indications routières.

On compte au Canada 139 fabricants de peintures et de revêtements qui sont situées principalement en Ontario et au Québec (tableau III.IV). Deux d'entre eux fabriquent de la peinture au chromate de plomb et fournissent ensemble de l'emploi à environ 100 personnes pour produire cette peinture. En ce qui a trait aux exportations de peinture au chromate de plomb, elles ont atteint en 1984 quelque 10,5 millions de dollars, portion importante des ventes totales qui se sont élevées à environ 16 millions de dollars.

(b) Questions environnementales particulières

L'exposition du plomb utilisé dans la peinture est attribuable d'une part aux fuites de ce métal des usines de fabrication de peintures et d'autre part, à certaines activités des usagers (Cloghesy, 1985).

Pratiquement toutes les 139 usines de fabrication de peinture et de revêtement au Canada entreposent probablement des composés au plomb sur place; cependant, ce ne sont que les fabricants de peinture à base de solvant organique qui en stockent d'importantes quantités. Pour ce qui est des deux fabricants de peinture de chromate de plomb, ils doivent bien entendu entreposer de très grandes quantités de ce pigment.

Les activités de fabrication sont régies par les règlements provinciaux d'hygiène et de sécurité au travail et les émissions font l'objet de surveillance. La poussière intérieure est autant que possible éliminée et le danger d'inhalation est minime après que les pigments et les additifs ont été mélangés aux solvants. Les cristaux très lourds de pigment sont probablement les seules particules aériennes observées dans les usines où l'on utilise bien entendu ces pigments. L'un des fabricants de peinture à base de plomb a fourni un bilan des matériaux utilisés, en indiquant une perte totale de 0,23 % du plomb entré. Les émissions atmosphériques et les effluents traités déversés dans les égouts contenaient dans chacun des cas 2,5 % de cette perte. Le reste (95 %) s'est retrouvé sous forme de résidus solides et a été rejeté dans les décharges approuvées.

Les consommateurs semblent être plus exposés aux dangers résultant de l'utilisation des peintures qu'à ceux résultant des émissions des usines de fabrication des peintures. Le décapage de la vieille peinture au plomb intérieure et extérieure, tout comme le sablage des ponts peut produire de grandes quantités de poussières de plomb (Bonnier, J.-G., 1985; voir également la section VIII)*. La peinture routière au chromate de plomb s'use après quelques années, contribuant probablement à la poussière des rues. Southwood (1983) a cité des essais en laboratoire du Laboratory of the Government Chemist en Grande-Bretagne qui indiquaient que le plomb contenu dans la poussière de peinture au chromate était très insoluble, même dans l'acide dilué (tableau III.V). Néanmoins, il a recommandé que des mesures soient prises pour réduire la contribution de la peinture routière à la charge corporelle de plomb des habitants, conformément à l'opinion générale de la Commission royale à Londres selon laquelle tous les ajouts de plomb devraient autant que possible être réduits ou éliminés. Plus récemment, Morgan (1984) concluait que le plomb des chromates est beaucoup moins facilement absorbé par l'organisme que le plomb d'autres

---

* Certaines autorités locales utilisent maintenant des peintures à base de zinc dont les propriétés anticorrosion sont semblables à celle du plomb. Le zinc, toutefois, peut également entraver la biosynthèse de l'hème (voir section VII), si sa concentration est supérieure à celle qui est nécessaire à la synthèse.

composés, même si les données analysées étaient davantage liées à une exposition professionnelle qu'environnementale. Les poussières de peinture routière, toutefois, produisent probablement plus de plomb dans l'environnement que le goudron routier (noir) composé d'huiles perdues retraitées dont la petite quantité de plomb qu'elles contiennent ne se répand pas facilement dans l'environnement (Fisher, 1985).

7. L'industrie chimique

Les produits au plomb les plus utilisés dans l'industrie chimique sont les additifs au plomb-tétraalkyle de l'essence, mais les quantités diminuent à chaque année conformément aux règlements du gouvernement fédéral et elles devraient continuer à le faire. Jusqu'en 1962, le carbonate basique, le plomb blanc [$Pb_3(CO_3)_2(OH)_2$] était le deuxième produit au plomb en importance, mais ce sont maintenant les oxydes et les chromates qui sont les produits les plus utilisés.

La première étape de la fabrication des oxydes de plomb est l'oxydation lente du plomb fondu dans un réacteur continu. Le plomb fondu est agité dans un courant d'air, formant des gouttelettes minuscules qui réagissent avec l'oxygène pour donner une litharge non calcinée ou un oxyde de Barton, qui contient encore une petite quantité de plomb non oxydé. Sauf la fusion du plomb, ce procédé est entièrement réalisé en circuit fermé, les poussières étant recueillies par filtrage dans le système de ventilation et les oxydes entreposés dans des silos fermés (figure III.6). Les oxydes sont ensuite

Tableau III.V

Analyses du plomb contenu dans la peinture routière jaune

Échantillon	Plomb total (% en poids)	Plomb soluble* (µg/g)
Peinture en poudre	2,1	20
Échantillons de sources différentes)1	1,4	150
)2	1,0	250

* La quantité de plomb soluble a été déterminée par la méthode préconisée dans les règlements de 1974 du Royaume-Uni portant sur la sécurité des jouets : Toys (Safety) Regulations 1974.

Source : Southwood, 1983

chargées dans des sacs ou des conteneurs qui sont lavés ou nettoyés au moyen d'un aspirateur avant d'être expédiés. L'oxyde de Barton est en grande partie (80 %) utilisé pour fabriquer la pâte de batterie.

Pour les besoins de bon nombre de procédés de fabrication chimique, le plomb qui reste dans l'oxyde de Barton doit être converti en oxyde de plomb ou calciné afin d'oxyder le plomb métallique résiduel. Il est ensuite chauffé une fois de plus dans le courant d'air et la litharge qui en résulte (PbO) est recueillie et empaquetée dans des conteneurs, des fûts ou des sacs. Ce composé est utilisé pour fabriquer la large gamme de composés chimiques figurant dans le tableau III.VI, et ce en circuit fermé afin de réduire la poussière.

Certains de ces composés sont utilisés comme stabilisants pour les plastiques au chlorure de polyvinyle (PVC) qui sont utilisés comme isolants électriques, pour les tuyaux et les conduites de plastique et pour de multiples autres applications. La lumière, l'air et la chaleur détériorent la structure du PVC qui perd ses propriétés et cause la formation d'acide chlorhydrique. Les stabilisateurs au plomb sont ajoutés à la résine PVC au cours de sa fabrication; ils doivent être manipulés dans des locaux bien ventilés avant d'être mélangés. Ils ne présentent alors plus aucun danger.

Les oxydes de plomb sont utilisés dans la fabrication de nombreux verres techniques où leurs propriétés de résilience et leur indice de réfraction sont importants. Il s'agit entre autres des verres optiques et "flint" et des lentilles photographiques et autres. En raison de leur capacité

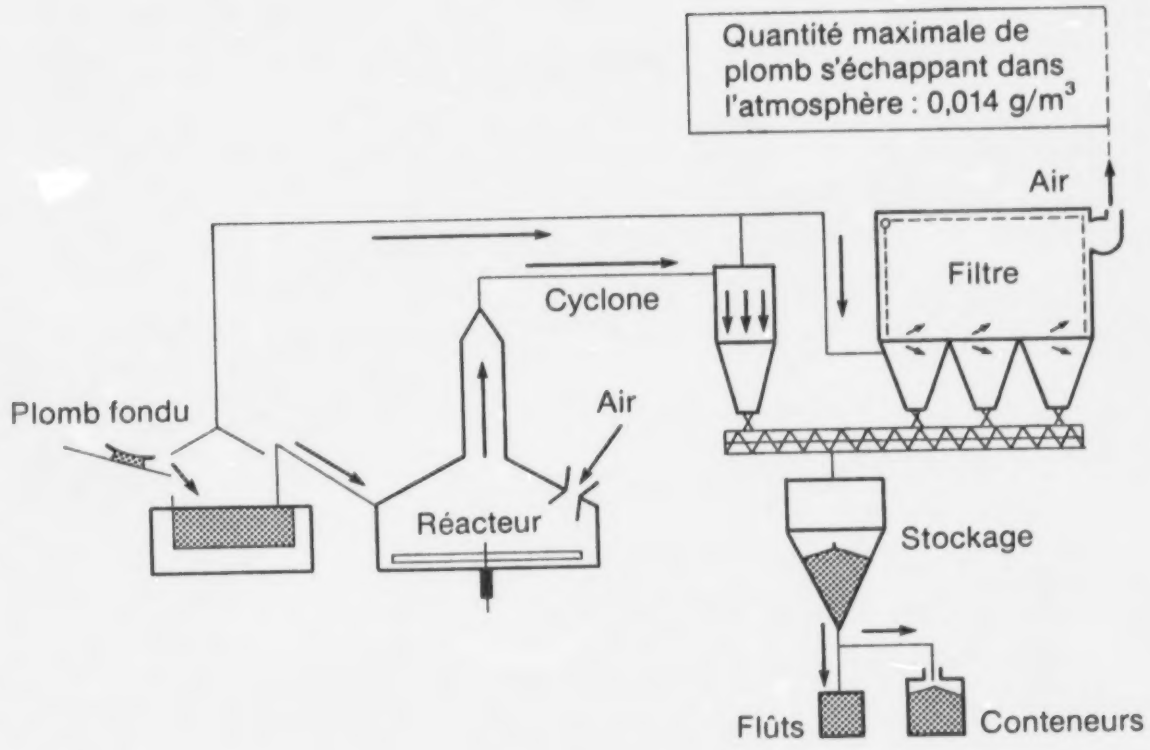


Figure III.6. Fabrication de l'oxyde de Barton

Source: F. Bonnier, 1985.

Tableau III.VI

Principales utilisations de la litharge dans l'industrie chimique

Réactifs	Produits	Utilisation
Acide sulfurique	Sulfate de plomb : de plomb sublimé à di(sulfate dibasique) de plomb	Stabilisants au plomb
Acide fumarique	Fumarate tétrabasique de plomb	"
Anhydride phtalique	Phtalate dibasique de plomb	"
Acide chlorhydrique + silice	Chlorosilicate de plomb	"
Acide sulfurique + silice	Silicosulfates de plomb	"
Acide sulfurique + silice	Silicosulfates de plomb	Pigments métalliques
Acide phosphoreux	Phosphate dibasique de plomb	"
Gaz carbonique + eau	Plombs blancs	"
Acide chromique	Chromates	"
Acide acétique	Acétates	"
Acide nitrique	Nitrates de plomb	Autres produits chimiques

Source : Bonnier, F., 1985

d'absorption des rayonnements, les oxydes de plomb sont utilisés dans les tubes de télévision couleur pour absorber les rayons X. Les verres qui ont une teneur élevée en plomb sont utilisés dans l'industrie nucléaire pour protéger les travailleurs contre les rayons gamma.

La litharge est également utilisée pour fabriquer des siccatifs de peintures : l'octoate et les autres savons déjà décrits. Elle est également utilisée dans la fabrication des miroirs ainsi que comme produits de charge et agents de polymérisation dans l'industrie du caoutchouc et dans la fabrication des céramiques piézo-électriques qui sont utilisées pour stabiliser les fréquences des émetteurs et récepteurs radio. Les lubrifiants multigrade pour automobile contiennent également de petites quantités de plomb organique; les oxydes de plomb figurent en outre parmi les nombreuses substances utilisées dans les plaquettes d'embrayage et de frein.

Le plomb-tétraéthyle est utilisé comme antidétonant dans l'essence depuis 1922. La diminution constante de la demande de TEL résultant de la mise en vigueur de règlements à cet effet s'est traduite par la disparition graduelle de cette industrie au Canada. La compagnie Ethyl Canada Ltd. est actuellement le dernier fabricant de cet additif (voir section IV).

En 1984, l'industrie a produit 14 000 t de TEL, ce qui correspond à 9 000 t de plomb métallique. Au cours de la dernière année pour laquelle on dispose de données statistiques (1982), les émissions de plomb par les automobiles se sont élevées à 7 278 t ou à environ 63 % des émissions atmosphériques totales de plomb au Canada (Jaques, 1985).

La fabrication, l'utilisation et les émissions dans l'environnement de ces composés sont décrites dans la section IV.

8. Les soudures

Environ 7 500 tonnes de plomb sont utilisées annuellement pour fabriquer 9 000 t de soudures diverses. Les proportions de plomb, d'étain et d'autres métaux utilisés dépendent de l'utilisation prévue de la soudure.

Les soudures sont des alliages à bas point de fusion qui pénètrent dans les structures cristallines d'autres métaux avant de se solidifier, formant de fortes liaisons avec ces métaux et produisant un scellage hermétique. Elles sont depuis longtemps utilisées pour sceller les boîtes de conserve, pour établir les jonctions de tuyauteries sanitaires et de radiateurs d'automobile et les joints de carrosserie d'automobile et pour faire les connexions électriques, en particulier dans le circuit électronique. Dans certaines applications, il faut utiliser des métaux très purs tandis que dans d'autres, on peut utiliser de la ferraille refondue.

Les soudures sont habituellement fabriquées par extrusion à partir de métal fondu selon les formes dictées par l'emploi. Par conséquent, la soudure de plomberie est vendue sous forme de tiges assez épaisses qui sont utilisées avec du fondant appliqué de façon externe, habituellement des matières résineuses favorisant l'écoulement et la pénétration. Les soudures électroniques, sont pour leur part, extrudées autour d'un noyau de résine permettant d'effectuer des travaux précis avec un pistolet à pointe chaude.

Les résidus de soudure sont ramassés et recyclés; les vieux radiateurs et les tuyaux en cuivre sont également traités par l'industrie de deuxième fusion du cuivre ou les fonderies de laiton. Le rejet des soudures utilisées dans bien d'autres applications ont soulevé des problèmes potentiels pour l'environnement et la santé publique.

Une partie des émissions de plomb libérées par les aciéries provient du recyclage des vieilles autos; le métal d'apport au plomb des carosseries aboutit en effet dans les poussières de cheminée des aciéries. Ces métaux d'apport sont également éliminés graduellement. Les soudures au plomb utilisées en plomberie peuvent subir une lixiviation complète et créer des problèmes de pollution dans les régions où l'eau est douce et légèrement acide. L'utilisation de soudures au plomb dans les bouilloires est depuis longtemps réglementée par la Loi sur les produits dangereux (SRC, 1968-1969).

Les exigences anti-pollution concernant les émissions et les effluents qui proviennent des usines de fabrication de soudures sont semblables à celles s'appliquant aux fonderies de deuxième fusion. Pour respecter les limites établies par le gouvernement, il faut utiliser des capots, des enceintes et des dépoussiéreurs à manches.

9. Les boîtes de conserve

Environ 3,5 milliards de boîtes de conserve alimentaires ont été utilisées au Canada en 1985. Environ un milliard de ces boîtes étaient soudées au plomb. De nombreux aliments peuvent mobiliser le plomb contenu dans la

soudure (Dabeka, HWR) et les boîtes elles-mêmes aboutissent dans les déchets municipaux. Les concentrations limites de plomb dans certains produits alimentaires en conserve sont prescrites par les règlements de la Loi fédérale sur les aliments et drogues : les laits maternisés pour nourrissons (0,15 µg/g), les jus de fruits (0,20 µg/g) et les produits à base de tomate (0,5 - 1,5 µg/g).

Les boîtes de conserve alimentaires soudées au plomb sont graduellement éliminées de sorte qu'environ 25 % des boîtes produites en 1985 étaient soudées sans la présence de plomb. D'ici à la fin de 1986, la production de ce type de boîte devrait atteindre 95 % de la production totale (Grant, 1985).

Depuis plus de trente ans, divers types de bières et de boissons carbonatées sont mis en conserve au Canada; la teneur en plomb maximale dans les boissons a été réglementée à 0,2 µg/g. Le soudage sans plomb des boîtes de conserve a commencé en 1977 et en 1985, la moitié des 1,98 milliard de boîtes de conserve pour boissons n'étaient pas soudées au plomb. L'industrie des boîtes de conserve devrait avoir terminé avant la fin de 1986 le passage du soudage au plomb au soudage sans plomb des boîtes pour boissons, composées de deux feuilles d'aluminium ou d'acier.

La demande de boîtes de conserve soudées pour empaqueter d'autres produits diminue également. Les huiles de moteur et les autres produits d'automobile sont maitenant conservés dans des contenants en plastique et l'industrie de la peinture envisage sérieusement d'utiliser une méthode

d'empaquetage semblable. De nombreux solvants et de préservatifs du bois, cependant, continueront vraisemblablement d'être conservés dans des contenants métalliques. Le marché non alimentaire utilise actuellement environ 226 millions de boîtes de conserve par année, auxquels s'ajoutent plus de 240 millions de contenants pour aérosols qui sont pour la plupart soudés sans plomb (Grant, 1985).

10. Diverses utilisations du plomb

Le tableau III.VII (Hickson, 1985) présente quelques-unes des plus importantes utilisations du plomb. Les usines de fabrication des gaines au plomb pour protéger les câbles téléphoniques et électriques contre les dommages mécaniques et la corrosion consomment environ 2 000 t de ce métal par année. Ces câbles sont souvent enfouis sous la terre ou sous l'eau. Au cours de leur fabrication, le plomb est extrudé de façon directe et continue sur le câble. Comme le plomb a été remplacé par d'autres matériaux dans ce type d'application, les quantités utilisées ont beaucoup diminué. Les vieux câbles sont vendus pour recyclage aux fonderies de deuxième fusion du plomb et du cuivre.

Le plomb est également utilisé dans un certain nombre d'alliages en cuivre, habituellement dans des proportions d'environ 1-6 %. Ces alliages sont résistants à l'usure et sont souvent utilisés dans les pièces usinées et les paliers fonctionnant à vitesse moyenne. La ferraille qui en résulte est en général recyclée. La seule exposition possible au plomb que représentent pour le public ces alliages a pour origine les raccords de plomberie des

Tableau III.VII

Diverses utilisations du plomb

Usage	Quantité (t)
Gaines de câble : câbles sous-marins et souterrains	2 000
Alliages de cuivre : bronze, laiton, etc.	300
Alliages antifriction et de caractères d'imprimerie : paliers et impressions spécialisées	400
Produits semi-finis : tuyaux, feuilles de plomb, poids, contenants d'isotopes radioactifs	5 500
Lest, contrepoids et écrans de protection : quilles, écrans contre les rayonnements, poids de balance	7 000
Total	15 000

Source : Hickson, 1985

maisons. Ils doivent maintenant respecter les spécifications de l'Association canadienne des normes (ACN) en matière de contamination. La fabrication de ces alliages, ne requiert que 300 t de plomb par année.

La consommation de plomb pour la fabrication des alliages antifriction et des caractères d'imprimerie est de 400 t par année. Les métaux antifriction sont utilisés dans la fabrication de paliers et de coussinets spéciaux et les caractères d'imprimerie ne sont utilisés aujourd'hui que pour des impressions spécialisées à faible volume. Ces deux types d'alliages sont parfois utilisés pour couler des bijoux sans valeur et fabriquer des revêtements de protection par trempe à chaud.

Les produits semi-finis sont notamment les tuyaux de plomb, les feuilles de plomb, les toits de plomb, les anodes, les poids, les munitions et les contennants d'isotopes radioactifs. Les anodes au plomb coulés sont souvent utilisées pour réaliser la récupération électrolytique de métaux primaires et les feuilles de plomb sont très utilisées comme écran protecteur contre les rayons X en médecine. La densité élevée des feuilles de plomb les rend efficaces, comme isolants acoustiques. Ces produits sont habituellement formés par laminage, découpage ou extrusion. Parmi les autres produits, mentionnons les quilles de voiliers, les contrepoids et les briques de plomb servant d'écran de protection dans les centrales nucléaires. Au Canada, 12 500 t de plomb sont consommées annuellement pour fabriquer ces produits.

Bibliographie

Bigauskas, J., 1985. Annuaire des minéraux du Canada : 1985. Rapport minéral nº 34. Ministère de l'Énergie, des Mines et des Ressources, Ottawa.

Bigauskas, J., 1986(a). The Canadian Primary Lead Industry : Directions for Change in an International Setting. Ministère de l'Énergie, des Mines et des Ressources, Ottawa, Draft Report, August.

Bigauskas, J., 1986(b). Communication personnelle. Ministère de l'Énergie, des Mines et des Ressources, Ottawa.

Bonnier, F., 1985. CarterChem Inc. Présentation à la Société royale du Canada, Commission du plomb dans l'environnement. Toronto. 26 avril 1985.

Bonnier, J-G., 1986. Centre hospitalier de Verdun, Montréal. Société royale du Canada, Présentation à la Commission d'étude du plomb dans l'environnement. Mars.

Brunswick Mining and Smelting Corporation Ltd., 1985. Présentation à la Société royale du Canada, Commission d'étude du plomb dans l'environnement.

Cloghesy, M., 1985. Association canadienne de l'industrie de la peinture et du revêtement. Présentation à la Société royale du Canada, Commission d'étude du plomb dans l'environnement. Toronto. 26 avril 1985.

Cominco Ltée., 1985. Présentation à la Société royale du Canada, Commission d'étude du plomb dans l'environnement.

CRC, 1983. Règlement sur les produits dangereux (revêtements liquides). Codification des règlements du Canada, Chapitre 928 (Imprimeur de la Reine pour le Canada), Ottawa.

Dick, A.C., 1986. Communication personnelle.

EMR, 1985. Industrie canadienne des métaux non ferreux : le plomb et le zinc. Ministère de l'Énergie, des Mines et des Ressources, Ottawa.

Federal Register, 1977. Regulation of lead-containing paint and certain consumer products bearing lead-containing paint, 16CFR1500. US Consumer Product Safety Commission, Washington. Federal Register 42:44192-44202, September 1, 1977.

Fisher, D.A., 1985. Canadian Oil Company Ltd. Présentation à la Société royale du Canada, Commission d'étude du plomb dans l'environnement.

Gauvin, W.H., 1986. Communication personnelle.

Grant, F.A. 1985. American Can Canada Inc. Présentation à la Société royale du Canada, Commission d'étude du plomb dans l'environnement. Toronto, 26 avril 1985.

Gray, A., 1985. Dominion Colour Company Ltd. Présentation à la Société royale du Canada, Commission d'étude du plomb dans l'environnement. Toronto, Mai, 1985.

Hickson, R.D., 1985. Compagnie Canada Métal Ltée. Présentation à la Société royale du Canada, Commission d'étude du plomb dans l'environnement. Toronto. 26 avril 1985.

Irwin, P.J., 1985. Compagnie Métal Ltée. Présentation à la Société royale du Canada, Commission d'étude du plomb dans l'environnement. Toronto, 26 avril 1985.

Jaques, A.P., 1985. Inventaire national des sources et des rejets de plomb (1982). Rapport EPS 5/HA/3. Source de la protection de l'environnement, ministère de l'Environnement, Ottawa.

Lin-Fu, J., 1972. Undue absorption of lead among children - a new look at an old problem. N. Engl. J. Med., 286(13):702-710.

Metzler, S.C. and Jarvis, C. 1985. Effects of Waste Oil Contamination. Environmental Progress 4(1).61-64.

Morgan, J.F., 1984. Safe Exposure Levels of Lead Chromate Pigments. I. and II. American Paint and Coatings Journal, 1984:36-44, 54-68.

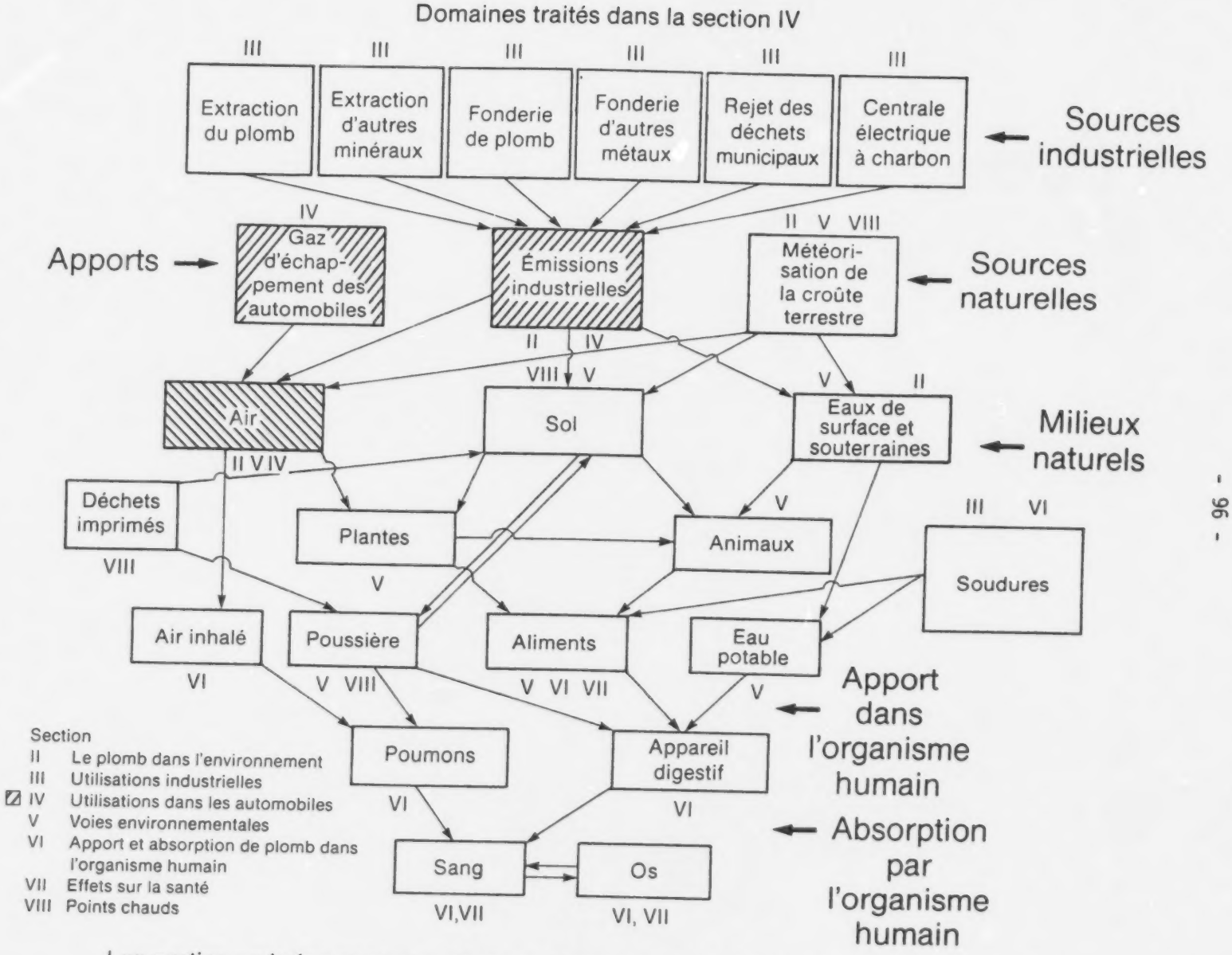
Palmer, J.G. and Sappington, M.L., 1986. An Impending Crisis? What Would be the Impact on the Nation's Environment if 70 million Spent Lead-acid Batteries Each Year were not Recycled? Secondary Lead Smelter's Association.

Partington, J.R., 1937. A Text-book of Inorganic Chemistry. 5th Edition. Macmillan, Londres. p. 910.

Roork, W.A. 1985. Canadian Battery Manufacturers Association. Présentation Société royale du Canada, Commission d'étude du plomb dans l'environnement. Toronto, 26 avril 1985.

SRC, 1968-69. Statuts révisés du Canada. Loi sur les produits dangereux, c. II-3 et les règlements qui en découlent. Imprimeur de la Reine pour le Canada, Ottawa, 1984.

Southwood, T.R.W., 1983. Lead in the Environment. Ninth Report of the Royal Commission on Environmental Pollution, London. 184 p.



Les parties ombrées correspondent aux domaines touchés dans la section en question

IV Utilisation du plomb dans les carburants d'automobile

1. Pourquoi utilise-t-on du plomb dans les carburants d'automobile?

Tel que mentionné à la section II, les émissions de plomb dans l'environnement continuent de provenir principalement des pots d'échappement des moteurs à essence même si cette source est de moins en moins importante. L'utilisation du plomb dans l'essence contribue à disséminer ce métal dans toutes les régions habitées du Canada. Cette source sera maintenant analysée en détail (voir également le rapport provisoire de la Commission intitulé "Du plomb dans l'essence : étude pour une politique au Canada").

Le moteur à combustion interne à quatre temps est le moteur le plus utilisé dans les automobiles et les camions légers. Il fonctionne selon le principe suivant : un mélange homogène d'essence et d'air est comprimé par un piston avant d'être allumé par une étincelle électrique. La combustion qui en résulte pousse le piston vers l'extérieur et fait tourner le vilebrequin. Le degré de compression de l'essence et de l'air qui est habituellement exprimé par le taux de compression du moteur est un facteur déterminant du rendement d'un moteur. Compte tenu de certains facteurs, un taux de compression plus élevé produit plus de puissance par unité de masse d'essence consommée. Les concepteurs de moteurs visent par conséquent à mettre au point des moteurs dont le taux de compression soit le plus élevé possible par rapport à la quantité d'essence utilisée.

Lorsque les premiers moteurs à combustion interne ont été mis au point, l'essence utilisée ne permettait pas d'obtenir des taux de compression élevés. Un phénomène de détonation se produit dans le moteur lorsque l'essence à faible indice d'octane* est comprimée et allumée. Le détonation provoquée par un allumage prématuré de l'essence a pour effet de réduire le rendement du moteur et de causer parfois des dommages mécaniques importants aux organes internes du moteur. Lorsqu'on a découvert dans les années 1920 que les composés de plomb alkyle pouvaient réduire le cognement du moteur, la conception et le rendement des moteurs d'automobile ont connu un essor rapide. En deux décennies, le taux de compression des moteurs a doublé, la puissance par volume spécifique du cyclindre a augmenté d'un facteur de trois et le rendement des moteurs a doublé. L'annexe III donne un aperçu plus détaillé de ces questions techniques.

2. La fabrication d'antidétonants au plomb au Canada

La fabrication commerciale d'antidétonants au plomb a commencé aux États-Unis en 1923. Ils ont été importés au Canada par la compagnie Ethyl Canada Inc. qui a commencé en 1926 à commercialiser le plomb-tétraéthyle (TEL) dans l'industrie de la fabrication de l'essence.

---

* Pour en savoir plus long sur l'indice d'octane, se reporter à l'annexe III.

C'est en 1956 que la compagnie Ethyl Canada Inc. a implanté une usine de fabrication d'antidétonants au plomb pour le marché canadien à Corunna, en Ontario. Une autre usine a été implantée par la Dupont Canada Inc. à Maitland (Ontario) en 1965. Par suite d'une diminution de la demande, cette dernière a dû fermer ses portes en 1985.

Un système de traitement en vrac est utilisé pour fabriquer deux types d'antidétonants au plomb : le TEL et le plomb-tétraméthyle (TML). Pour les fabriquer, on utilise entre autres du plomb en saumons, du chlorure d'éthyle ou du chlorure de méthyle et du dichlorure d'éthylène qui sont produits au Canada ainsi que du dibromure d'éthylène et du sodium qui sont importés.

Au cours de la fabrication, le sodium fondu est combiné au plomb fondu pour former un alliage. Cet alliage très réactif est ensuite introduit dans un autoclave avec du chlorure d'éthyle ou du chlorure de méthyle afin de produire l'antidétonant TEL ou TML. Dans le cas du TEL, la réaction produite est la suivante :

$$4PbNa + 4\ CH_3CH_2Cl - 3Pb + 4NaCl + (CH_3CH_2)_4Pb$$

Le dichlorure d'éthylène et le dibromure d'éthylène sont ajoutés à l'essence d'automobile afin de faciliter l'allumage et le balayage des résidus au cours de la dernière étape de la combustion interne.

Le TEL est mélangé à l'essence pour auto lors du raffinage. La quantité de TEL ajoutée au mélange d'essence est évaluée au poids ou à l'aide d'un débitmètre. Le TEL sous forme de fluide est ajouté au mélange d'essence à mesure qu'il est produit; le produit fini est habituellement mélangé pour s'assurer de son homogénéité.

La présence de TEL dans le carburant améliore la combustion interne du moteur, de sorte que l'essence arrivant dans la chambre de combustion s'allume et brûle sans détonation, donc sans cognement du moteur tout au long de la combustion (voir l'annexe III).

Même si de petites quantités de TEL (0,06 % en masse) produisent une augmentation sensible de l'indice d'octane dans l'essence, l'augmentation du TEL n'aura pas d'effets linéaires sur l'indice d'octane. Dans la plupart des carburants, le premier gramme de fluide antidétonant produit un plus grande pourcentage d'augmentation de l'indice d'octane que le dernier. Par conséquent, en calculant la quantité de TEL à ajouter, les raffineurs ou mélangeurs ont mis au point des modèles informatiques très spécialisés pour prédire l'indice d'octane final d'un mélange et pour optimaliser le mélange des constituants et des additifs au plomb.

Aussi longtemps que l'essence au plomb continuera d'être vendue, les raffineurs ou mélangeurs pourront ajouter au pool d'essence sans plomb les carburants dont l'indice d'octane est le plus élevé et améliorer les carburants à indice d'octane faible en les mélangeant au pool d'essence au plomb dont l'indice d'octane peut être augmenté en ajoutant du TEL.

3. Dangers que représente pour la santé la fabrication d'antidétonants au plomb

Il n'entre pas dans le mandat de la Commission d'étudier les dangers que représente le plomb pour les travailleurs de l'industrie de fabrication du plomb ou d'antidétonants au plomb. Néanmoins, il ressort de certaines expériences malheureuses vécues par des travailleurs de l'industrie de fabrication des antidétonants et des raffineries où ces produits sont utilisés que les fluides antidétonants au plomb sont très toxiques. Suite à des cas d'empoisonnement par le plomb, l'industrie a mis au point des méthodes précises de transport, de stockage et de mélange des antidétonants ainsi que de manutention et de rejet des résidus provenant de contenants d'essence au plomb.

4. Émissions de plomb provenant des carburants d'automobile au Canada

(a) Combustion des antidétonants au plomb

Les antidétonants au plomb les plus produits sont soit du TML ou du TEL. Pour simplifier la terminologie, nous ne traiterons que du TEL qui est l'antidétonant plus utilisé.

L'antidétonant TEL contient 394 g de plomb pour chaque kilogramme de ce composé. Le tableau IV.I présente la composition en pourcentage du TEL.

Tableau IV.I

Composition de l'anti-détonant TEL

Composante	% en masse
Plomb-tétraéthyle	61,48
Dibromure d'éthylène	17,86
Dichlorure d'éthylène	18,81
Pigment, kérosène, anti-oxydant	1,85
Total	100,00

Source : Ethyl Canada Inc., 1985

L'antidétonant utilisé dans l'essence d'automobile est complètement oxydé dans le cylindre du moteur. Des agents de balayage, le dibromure et le dichlorure d'éthylène qui constituent 37 % en poids du composé, sont utilisés pour promouvoir la combustion complète des composés au plomb. C'est pourquoi, le plomb émis par les gaz d'échappement des automobiles se présente principalement sous la forme de particules inorganiques (par ex. PbBrCl), et de vapeurs de plomb organique en petites quantités (moins de 10 % des émissions totales) (EPA, 1986).

Certaines études réalisées aux États-Unis (Pierson et Brachaczek, 1976; EPA, 1986) indiquent que ces émissions de plomb se présentent d'abord sous la forme de très petites particules (moins de 0,1 µm de diamètre) qui, lorsqu'elles sont aéroportées, peuvent demeurer en suspension pendant près de 30 j et se déplacer sur des milliers de kilomètres. Elles peuvent également se regrouper en particules plus lourdes et se déposer très près de la source d'émission (le long des grandes routes, dans la plupart des cas).

En plus des émissions de petites particules de plomb, une certaine quantité de plomb s'agglomère et demeure sur la surface du moteur ou du système d'échappement tandis qu'une partie du plomb est renvoyée dans le réservoir d'essence. Ces accumulations peuvent être expulsées plus tard vers l'atmosphère ou le sol lors du rejet de l'huile usée ou de la destruction du système d'échappement. Le tableau IV.II présente une liste (EPA, 1986) des formes que peut adopter le plomb brûlé.

Tableau IV.II

Formes dérivées du plomb provenant des carburants d'automobile

Forme de plomb émis	% de plomb dans le carburant
Plomb aérosol de DMM inférieur à 0,25 µm(¹)	35
Particules de plomb de DMM supérieur à 10 µm	40
Plomb accumulé à la surface du moteur et du système d'échappement	15
Plomb accumulé dans l'huile de moteur	10

(¹) DMM = Diamètre massique médian

Source : EPA, 1984

(b) Le plomb libéré par l'essence stockée

Les vapeurs libérées par l'essence stockée ou en transit contiennent de petites quantités de TEL en équilibre. Ces vapeurs de plomb sont de nature organique et elles sont photoréactives. La demi-vie atmosphérique de la vapeur de plomb organique a été évaluée à moins de 12 h (Neilsen, 1982). Ces émissions ont par conséquent des répercussions plus importantes sur les emplacements industriels que sur l'environnement en général.

(c) Émissions de plomb résultant de l'utilisation d'une essence contre-indiquée

L'utilisation d'une essence contre-indiquée est l'emploi de l'essence au plomb dans un véhicule conçu pour fonctionner à l'essence sans plomb. Bien qu'il n'existe pas de chiffres précis sur l'étendue réelle de ce mésemplissage, il ressort des données recueillies qu'il est couramment utilisé au Canada.* Des enquêtes effectuées dans les stations d'essence ont révélé que certaines pompes pour essence au plomb étaient dotées d'un pistolet de petit diamètre habituellement prévu pour le remplissage d'essence sans plomb, que le goulet de remplissage de certains véhicules conçus pour fonctionner à l'essence sans plomb permettait de faire le plein avec de l'essence au plomb, et que le convertisseur catalytique de certains véhicules avait été enlevé (Optima, 1985).

---

* Une enquête réalisée par Environnement Canada en 1985 indiquait que 12 % de l'essence vendue était utilisée de façon contre-indiquée.

Dans le calcul des prévisions relatives aux émissions de plomb (voir la figure IV-1), on a supposé qu'il n'y aurait plus de mésemplissage par suite de l'adoption de mesures appropriées par les provinces visant à ce que les émissions de plomb ne dépassent pas les concentrations prévues. Dans son rapport provisoire "Du plomb dans l'essence : étude pour une politique au Canada", la Commission recommandait donc que les gouvernements prennent des mesures pour contrer le mésemplissage.

(d) Le plomb émis par les moteurs de bateau et d'avion

Dans les estimations antérieures à 1984, on tenait compte du plomb émis par les moteurs de bateau, mais pas depuis cette date. Ce type d'émissions s'observe en général dans les régions non urbaines et une grande partie de ces émissions pénètre dans l'eau.

De même, les émissions de plomb provenant des gaz d'échappement des avions fonctionnant à l'essence au plomb sont tellement disséminées dans l'atmosphère (1,7 % du plomb total émis; Environnement Canada, 1984) qu'il n'est pas possible de faire une évaluation exacte de leurs effets sur l'environnement.

(e) Les émissions résultant du rejet des huiles usées

L'huile usée provenant des carters de moteur s'introduit dans l'environnement de diverses façons. Certaines quantités d'huile usée sont vendues

aux entreprises de retraitement des huiles (environ 18 %) tandis que d'autres sont utilisées dans l'huile de chauffage. Les huiles usées lorsqu'elles sont brûlées créent une source ponctuelle de plomb dans la région concernée (voir section III).

5. Les gaz d'échappement des automobiles dans l'avenir du Canada

La Division de la gestion des banques de données du Service de la protection de l'environnement d'Environnement Canada a fourni à la Commission des données sur les émissions de plomb par les automobiles au Canada pour la période de 1933 à 2003. Elles sont reproduites dans l'annexe IV (Vena, 1985).

Pour la période de 1933 à 1978, les chiffres se basent sur la consommation d'antidétonants au plomb utilisés dans l'essence qui est mélangée au Canada. Les données sur les quantités d'antidétonant utilisées ont été fournies par Ethyl Canada Inc. Pour la période de 1978 à 1983, les données sur les quantités d'antidétonant au plomb ajoutées à l'essence au Canada ont été fournies par les raffineurs et les mélangeurs. Dans tous les cas, on a supposé que les émissions de plomb ont eu lieu la même année que l'addition de plomb à l'essence. De plus, on a supposé que 75 % du plomb utilisé annuellement est émis par les pots d'échappement des véhicules.

Pour la période de 1984 à 2003, les chiffres se basent sur une combinaison d'études et de projections. Les principales sources d'information

sont (i) les projections de l'Office national de l'énergie sur la consommation d'énergie et (ii) les prédictions de la demande d'essence selon le modèle Escon de Dupont Canada. Ce modèle tient compte des différents types de véhicules, de l'efficacité du carburant et du nombre moyen de milles parcourus par les véhicules. L'application des récents règlements touchant les teneurs en plomb de l'essence et les différents types de véhicules constitue un facteur essentiel dont il faut tenir compte dans la prévision des émissions au cours des prochaines années. Il est prévu que toute l'essence au plomb contiendra, à compter du 1er janvier 1987, au plus 0,29 g/L de plomb et que tous les nouveaux véhicules légers qui seront vendus au Canada après septembre 1987 (les modèles de 1988) seront équipés de convertisseurs catalytiques et devront être alimentés à l'essence sans plomb.

Dans leurs présentations à la Commission, Environnement Canada et l'APCE (l'Association pétrolière pour la conservation de l'environnement canadien) présentent des données historiques et des prévisions sur les émissions de plomb par les automobiles (voir annexe IV). Les prédictions faites par ces deux sources ne sont pas identiques parce qu'elles n'ont pas utilisé le même rythme de retrait des véhicules qui seront encore alimentés à l'essence au plomb après 1987. Les prévisions de l'APCE indiquent une diminution plus rapide des émissions après 1987. Toutefois, la différence dans les émissions n'est que de 5 % pour ce qui est des prévisions de 1993; cette différence influe peu sur les conclusions que l'on peut tirer de ces données. Les données historiques et prévisionnelles fondées sur la règlementation actuelle (c.-à-d. 1986) sont présentées dans la figure IV.1.

Les émissions de plomb libérées par les automobiles sont passées de 2 600 t en 1948 à la quantité record de 14 360 t en 1973. L'introduction d'essence sans plomb en 1972 et les restrictions ultérieures portant sur la quantité de plomb utilisée dans l'essence, se sont traduites par une diminution des émissions de plomb atmosphérique. C'est ainsi qu'en 1984, les émissions avaient diminué d'un peu moins de la moitié de la quantité record de 1973.

Une autre réduction des concentrations admissibles de plomb dans l'essence entrera en vigueur en 1987 par suite de l'application d'un règlement conforme à la Loi sur la lutte contre la pollution atmosphérique, 1971. Il est prévu que les émissions de plomb seront de nouveau réduites de plus de la moitié, ce qui portera la quantité des émissions à 2750 t en 1987. D'un point de vue historique, cette quantité sera équivalente à celle de 1947. À compter du 1er janvier 1987, la quantité de plomb ajoutée à l'essence sera réduite de 33 % pour atteindre 0,29 g/L et le nombre de véhicules fonctionnant à l'essence sans plomb augmentera. Les émissions de plomb devraient par la suite diminuer au rythme d'environ 11 % par année et ce aussi longtemps que le règlement de 1987 restera applicable.

Le fait de réduire encore la concentration admissible de plomb dans l'essence à 0,026 g/L (équivalant à la norme américaine actuelle) se traduirait par une diminution des émissions annuelles de plomb par les automobiles à 141 t, à compter du 31 décembre 1992. Cette concentration équivaudrait à moins de 1 % des émissions de 1973 et la majorité des véhicules utilisant de

l'essence au plomb ne circuleraient plus que dans les régions rurales ou éloignées (voir incidence de la norme proposée de 0,026 g/L à la figure IV.1). Cependant, le gouvernement du Canada n'a pas encore annoncé quelle concentration (qui pourrait être nulle) il a l'intention d'appliquer par la suite.

6. Règlements sur l'utilisation de composés au plomb dans les carburants

(a) Réglementation canadienne

L'essence sans plomb est apparue sur le marché canadien en 1972 afin de permettre l'utilisation de convertisseurs catalytiques sur les nouveaux véhicules et de réduire ainsi les émissions d'hydrocarbures, de monoxyde de carbone et d'oxydes d'azote, mais pas de plomb.

En vertu de la Loi sur la lutte contre la pollution atmosphérique, le Gouverneur en conseil peut prescrire un règlement sur la concentration des éléments ou des additifs ajoutés à l'essence qui polluent de façon importante l'atmosphère. Ainsi, conformément au Règlement sur l'essence au plomb, la concentration maximale admissible de plomb dans l'essence a été établie à 0,77 g/L (3,5 g par gallon impérial) (Gazette du Canada, 1974).

Ce règlement est encore en vigueur en 1986 même si les producteurs d'essence au plomb n'ajoutent pas à leurs mélanges d'essence les concentrations maximales de plomb admissibles. Si l'on se base sur la consommation

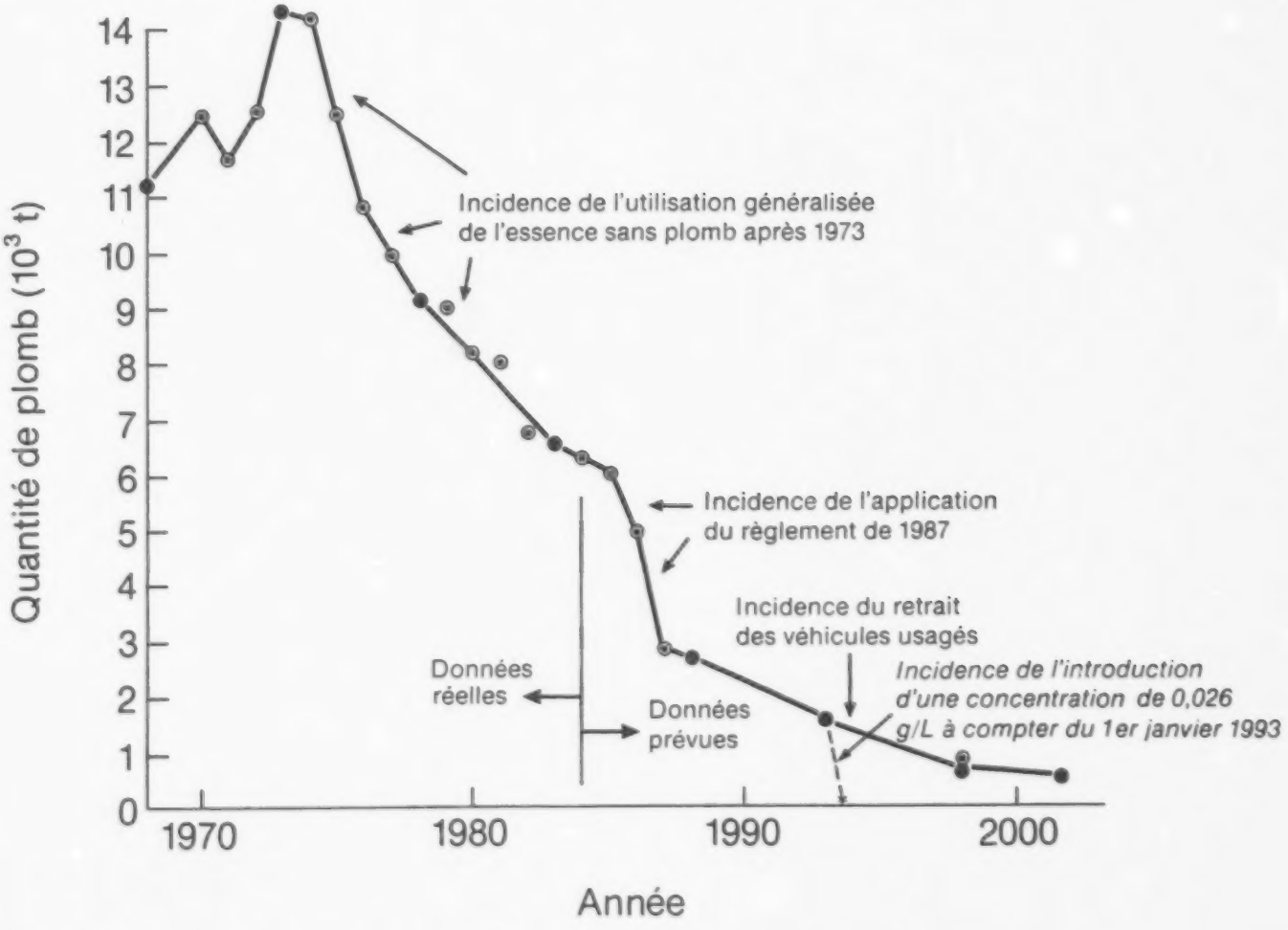


Figure IV.1. Émissions de plomb par les automobiles au Canada, 1968-2000.

Source: Environnement Canada (●) et de l'APCE (⊛). Voir l'annexe IV.

d'antidétonants au plomb, l'essence au plomb contenait en moyenne 0,45 g/L de plomb en 1984, au Canada.

Le 3 mai 1984, le Règlement sur l'essence au plomb de la Loi sur la lutte contre la pollution atmosphérique était modifié afin que "la concentration maximale de plomb dans l'essence à laquelle est ajouté du plomb durant le procédé de production, ne dépasse pas (a) 0,77 gramme par litre avant le 1er janvier 1987, et (b) 0,29 gramme par litre, à compter du 1er janvier 1987 (La Gazette du Canada, 1984).

Le 6 mars 1985, les ministres du Transport et de l'Environnement ont annoncé qu'un nouveau règlement conforme à la Loi sur la sécurité des véhicules automobiles au Canada s'appliquerait aux nouvelles automobiles. Ils ont déclaré que l'adoption de normes plus élevées visant à réduire les émissions provenant des nouveaux véhicules permettrait de diminuer la pollution atmosphérique. Les normes qui seront adoptées seront équivalentes aux normes américaines s'appliquant actuellement aux automobiles et aux camions légers. Elles entreront en vigueur le 1er septembre 1987 (Environnement Canada, 1985). Conformément aux nouvelles normes, les véhicules légers produits en 1988 seront équipés de pots d'échappement catalytiques rendant obligatoire l'utilisation d'essence sans plomb dans ces véhicules. La mise en vigueur de ce règlement contribuera à réduire davantage la quantité d'essence au plomb vendue au Canada.

Le 25 mars 1986, le ministère de l'Environnement a annoncé que des mesures seront prises pour éliminer le plomb des réserves nationales d'essence avant le 31 décembre 1992. Bien qu'aucun règlement n'ait été proposé à cet effet, un représentant d'Environnement Canada a indiqué que, pour le moins, le gouvernement canadien adopterait une norme imposant un maximum de 0,026 g/L, comme celle en vigueur aux États-Unis depuis 1985. Cette norme est compatible avec celle que recommandait la Commission dans son rapport provisoire (p. 50), bien que selon elle le choix de 1990 semblât une date réalisable.

(b) Réglementation aux États-Unis

Aux États-Unis, le plomb dans l'essence est réglementé depuis le 1er janvier 1975. Ce règlement vise à réduire la teneur moyenne en plomb du pool d'essence à un maximum de 0,5 g par gallon US (0,13 g/L) d'ici à janvier 1979. L'adoption de ce règlement a permis aux raffineurs qui n'avaient pas besoin d'utiliser tout leur quota d'antidétonants de vendre cette part à d'autres raffineurs. Ainsi, les petits raffineurs qui ne possédaient pas les installations nécessaires pour produire de l'essence à indice d'octane élevé pouvaient, et peuvent encore jusqu'en 1988, acheter le droit d'ajouter des quantités supplémentaires d'antidétonant dans leur essence.

En 1982, l'EPA a adopté une nouvelle façon de procéder pour réglementer la quantité de plomb dans l'essence plutôt que dans le pool. Une nouvelle norme de 1,1 g par gallon américain d'essence au plomb (0,29 g/L) a été

établie. Elle correspond en gros à l'ancienne concentration de 0,5 par gallon du pool d'essence.

Le 7 mars 1985, l'EPA a promulgué une norme de 0,10 gramme de plomb par gallon américain d'essence au plomb (0,026 g/L), dont l'application a commencé le 1er janvier 1986 et une norme provisoire de 0,50 gramme par gallon américain (0,13 g/L) appliquée depuis le 1er juillet 1985 (EPA, 1985).

Ce décret visait également à sonder l'opinion sur l'interdiction d'utiliser de l'essence au plomb à compter de 1995 environ, afin d'identifier les possibilités de remplacement du plomb comme lubrifiant de soupape et de déterminer le nombre de véhicules qui auraient besoin de plomb à cette fin, à court et à long termes. L'EPA a donc décidé d'enquêter davantage sur ce sujet.

(c) Normes en vigueur dans les pays européens

Les règlements en vigueur en Europe sur la teneur en plomb de l'essence s'appliquent au pool total de l'essence. Les pays membres de la Commission de la communauté européenne (CCE) n'ont pas établi de norme uniforme sur la teneur en plomb de l'essence. Toutefois, la teneur maximale est de 0,4 g/L. La CCE a, toutefois, établi des lignes directrices stipulant que :

- À compter du 1er janvier 1986, tout pays peut de sa propre initiative commercialiser de l'essence sans plomb. (La République fédérale d'Allemagne compte 1 300 stations distribuant de l'essence sans plomb. Certains autres pays en font la distribution sur une base limitée).

- À compter du 1er juillet 1989, l'essence sans plomb devra être disponible partout sur le territoire des pays membres;

- À compter du 1er juillet 1989, une nouvelle directive limitera la concentration maximale de plomb dans l'essence à 0,15 g/L (Valais et Bonnifay, 1986).

Dans les autres pays européens, les concentrations de plomb du pooltotal d'essence peuvent, selon les règlements en vigueur, varier de 0,15 g/L (Autriche, Norvège, Suède et Suisse) à 0,64 g/L au Portugal. Tous les pays européens devraient, d'ici à cinq ans, adopter des normes plus conformes à celles actuellement appliquées par la CCE.

(d) Nouvelle-Zélande et Australie

En Nouvelle-Zélande, la concentration actuellement admissible est de 0,84 g/L dans le pool total d'essence; cette concentration devrait descendre, toutefois, à 0,40 g/L avant 1987. En Australie, les règlements varient d'un État à l'autre; les concentrations se situent entre 0,84 et

0,30 g/L dans le pool total d'essence. L'essence sans plomb commence à être utilisée dans certains États.

(e) Comparaison entre le Canada, les États-Unis et l'Europe

Le Tableau IV.III présente sous forme de tableau les concentrations admissibles dans tous les pays pour lesquels on dispose des données. Le tableau IV.IV énumère les normes maximales de plomb en fonction du pool total d'essence qui sont proposées par le Canada et les États-Unis et les pays de la CCE.

7. Composés au plomb destinés à la lubrification des soupapes

Certains moteurs à combustion interne sont conçus pour ne fonctionner qu'à l'essence au plomb. Le plomb dans l'essence sert de lubrifiant pour réduire l'usure entre les soupapes et les sièges de soupape. Le fait d'utiliser de l'essence sans plomb dans ces moteurs peut produire le recul des soupapes ou l'usure rapide des sièges de soupape, réduisant ainsi le taux de compression et le rendement du moteur.

Ces moteurs sont en général utilisés dans les véhicules agricoles, les bateaux ou les navires, les hors-bord à deux temps, les avions, les camions lourds et le matériel de construction ainsi que dans les automobiles anciennes et d'époque.

Tableau IV.III

Concentrations maximales de plomb dans les différents pays

Région	Concentration en 1984 (g/L)	Réduction de plomb proposée		Date d'introduction proposée de l'essence sans plomb
		Concentration (g/L)	Date	
CCE				
Danemark	0,15	-		1987
Allemagne	0,15	0,15		1987
Pays-Bas	0,40	0,15	1986	1987
Royaume-Uni	0,40	0,15	1986	1989
Belgique	0,40	0,15	1987	1989
Irlande	0,40	0,15	1989	1989
France	0,40	0,15	1989	1989
Italie	0,40	0,15	1989	1989
Grèce	0,40	0,15	1989	1989
Athènes	0,15	-		
Autres pays d'Europe				
Autriche	0,15	-		1987
Norvège	0,15	-		1987
Suède	0,15	-		1987
Suisse	0,15	-		1986
Allemagne de l'Est	0,40	0,15	1989	1987
Tchécoslovaquie	0,40	0,15	1989	1987
Finlande	0,40	0,15	1985	1989
Portugal	0,64	0,40	1986	1989
Espagne	0,60	0,40	1986	1989
Yougoslavie	0,60	0,40	1989	1989
Indo-Pacifique/Amérique Latine				
Taiwan	0,30	-		1985
Hong Kong	0,40	0,15	1987	-
Nouvelle-Zélande	0,84	0,40	1987	1987
Singapour	0,40	0,15	1989	1989
Vénézuela	0,84	0,29	1987	-
Afrique du sud	0,84	0,40	1986	1989
Malaisie	0,84	0,40	1989	-
Argentine	0,84	0,40	1988	-
Australie				
Victoria	0,30			
Nouvelles-Galles du Sud	0,40			
Australie méridionale	0,65	(Les différents États australiens utiliseront bientôt l'essence sans plomb)		
Australie occidentale, Queensland, Territoire du Nord, Tasmanie	0,84			

Source : Ethyl Corporation, 1985; APCE, 1985; et Énergie, Mines et Ressources 1986.

Tableau IV.IV

Teneur en plomb proposée dans le pool total d'essence, 1987

Pays	Concentration maximale de plomb contenu dans le pool d'essence (g/L)
Canada	0,15
États-Unis	0,015
Danemark, Allemagne, Pays-Bas, Royaume-Uni	0,15
Autres pays de la CEE	0,40

Source : Keough, 1986

Aux États-Unis, l'EPA jugeait que la nouvelle concentration maximale de 0,026 g/L utilisée dans l'essence au plomb était suffisante pour protéger les soupapes des moteurs qui ont besoin d'une lubrification au plomb. Toutefois, comme depuis quelque temps la teneur en plomb nécessaire pour protéger les moteurs, en particulier les moteurs soumis à des vitesses et des charges élevées comme ceux qui sont utilisés dans le matériel agricole ne fait pas l'unanimité, l'EPA a décidé d'effectuer des recherches sur cette question. Avant d'éliminer complètement le plomb de l'essence, il faudra porter une attention spéciale aux moteurs dont les soupapes doivent être lubrifiées.

8. La recherche portant sur l'octane dans l'essence : additifs

(a) Les antidétonants au plomb

Comme nous l'avons déjà mentionné, l'indice d'octane de l'essence s'est maintenu à des niveaux élevés en raison de l'utilisation de TEL; cependant, ces additifs sont en train d'être graduellement éliminés. Dans ses rapports provisoires et supplémentaires, la Commission indiquait (i) qu'elle jugeait irréaliste de proposer une réduction de l'indice d'octane, compte tenu des exigences actuelles en matière de rendement du moteur et d'économie d'essence, et (ii) qu'il faudrait par conséquent trouver des sources de remplacement. Cette tâche s'avère gigantesque étant donné que le TEL constitue une excellente source d'octane. L'augmentation possible de l'indice d'octane de certains constituants de l'essence par l'utilisation de TEL est montrée dans le tableau IV.V.

Il n'existe pas plus aujourd'hui qu'en 1923 d'additifs ou de procédés faisant augmenter l'indice d'octane qui soient aussi économiques que les antidétonants au plomb. Pour que l'indice d'octane puisse demeurer élevé malgré l'absence de plomb, il faudra consacrer beaucoup d'argent et d'énergie. Les possibilités de remplacement sont traitées brièvement ci-dessous, et plus en détail dans le rapport supplémentaire de la Commission intitulé "Alternatives to Lead in Gasoline" (solutions de remplacement à l'ajout de plomb dans l'essence).

(b) Le manganèse (I) tricarbonylméthylcyclopentadiényle (MMT)

Le MMT fait non seulement augmenter l'indice d'octane d'un mélange d'essence mais est également compatible avec le catalyseur contenu dans le pot catalytique d'un véhicule fonctionnant à l'essence sans plomb. La quantité de MMT approuvée par l'Office des normes générales du Canada pour utilisation dans l'essence n'est que de 0,018 g/L, mais l'indice d'octane qui en résulte est très élevé. En général, il en coûte deux fois plus cher pour produire de l'octane en utilisant du MMT qu'en utilisant des composés au plomb, mais moitié moins cher que tout autre procédé de raffinage.

De l'avis de la Commission, l'exposition accrue au manganèse qui résulterait d'une utilisation générale de MMT serait facilement tolérable. Le manganèse se trouve en abondance dans la nature et nous y sommes déjà exposés à des concentrations dépassant largement celles qui découleraient de l'utilisation accrue de MMT (voir le rapport supplémentaire de la Commission : "Alternatives to Lead in Gasoline").

Tableau IV.V

Indice d'octane atteint par les constituants de l'essence suite à l'ajout de plomb-tétraéthyle à 0,8 g/L de concentration*

Constituant	Indice d'octane théorique (R.O.N.)	
	Clair	Avec plomb
Distillat naphta brut	70	89
Essence de craquage catalytique	89	97
Alkylat	94	102
Butane	94	103
Reformat	97	103

* La concentration de plomb dans l'essence n'est actuellement (moyenne pour l'industrie) que de 0,45 g/L.

Source : APCE, 1985

(c) Le méthanol, l'éthanol et l'éther méthylique tertbutanol (MTBE)

Les alcools sont utilisés depuis longtemps comme carburants ou comme moyen d'améliorer le rendement du carburant. Ils sont couramment utilisés dans les pays qui connaissent une pénurie d'hydrocarbures. L'utilisation d'alcools dans les carburants est très répandue en Europe et en Amérique du Sud, en particulier au Brésil; de plus, les alcools peuvent être efficacement utilisés dans certaines circonstances économiques ou politiques.

En Amérique du Nord, le méthanol et l'éthanol connaissent un regain d'intérêt du fait qu'ils peuvent remplacer les carburants classiques dérivés du pétrole et aussi, compte tenu de leur indice d'octane relativement élevé, les reformats très coûteux.

Même s'ils possèdent les qualités nécessaires pour remplacer les fractions de pétrole à indice d'octane élevé, les alcools et les éthers présentent l'inconvénient d'avoir une chaleur massique de combustion inférieure à celle de l'essence. De plus, leur solubilité peut constituer un obstacle à leur utilisation dans les mélanges d'essence.

Au Canada, le méthanol est utilisé dans une certaine mesure comme l'une des composantes de l'essence. Le principal avantage pour l'utilisateur est l'abondance potentielle de sa matière première, le gaz naturel. Il possède des qualités de combustion satisfaisantes et un indice d'octane très

élevé; cependant, sa manipulation dans le réseau habituel de distribution d'essence peut créer des difficultés. Le méthanol peut en outre causer des problèmes de pression de vapeur qui exigent qu'on élimine, au cours des mois d'été, la fraction butane de l'essence, qui est la plus utile.

Le méthanol est couramment utilisé dans les mélanges d'essence en Saskatchewan, en Alberta, en Colombie-Britannique et en Ontario; il est également utilisé en grande quantité aux États-Unis. Dans tous les cas, le méthanol est mélangé avec un alcool supérieur, tel que l'éthanol, l'isopropanol ou l'isobutanol afin d'améliorer sa capacité de solubilisation dans les hydrocarbures de l'essence.

Certains fabricants d'automobiles considèrent le méthanol pur comme le meilleur alcool à utiliser comme carburant. Le moteur doit toutefois être spécialement conçu pour optimiser l'utilisation de ce carburant.

En ce qui concerne l'environnement, l'utilisation de méthanol comme carburant a pour effet de produire une quantité supérieure d'aldéhydes dans les gaz d'échappement; mais cette quantité est extrêmement faible. Comme ces aldéhydes sont éliminés de façon très efficace par les catalyseurs du système d'échappement, la possibilité d'effets néfastes sur la santé semble éloignée.

En Amérique du Nord, en particulier dans le Mid-West américain, l'éthanol est largement utilisé comme constituant de l'essence. Dans le Mid-West américain, sa large utilisation est attribuable à un régime fiscal

particulier. Il est également utilisé dans une certaine mesure au Canada (Manitoba), et est employé en même temps que le méthanol, comme solvant dans l'essence en Saskatchewan, en Alberta et en Colombie-Britannique afin de prévenir les problèmes causés par la présence d'eau.

L'éthanol utilisé comme carburant en Amérique du Nord résulte de la fermentation de produits agricoles; il n'est pas considéré comme pouvant constituer à l'avenir une source concurrentielle de quantités importantes qui pourrait être mélangée à l'essence d'automobile.

Par rapport au méthanol, l'éthanol présente l'avantage d'être plus stable dans un mélange d'hydrocarbures et d'être moins difficile à manipuler dans les réseaux courants de distribution d'essence. De plus, il n'a pas pour effet d'accroître, comme le méthanol, la pression de vapeur de l'essence de sorte qu'il n'entraîne pas la perte financière qui résulterait de la réduction de butane dans le mélange d'essence.

En Europe et aux États-Unis, le MTBE est utilisé en grandes quantités comme antidétonant dans l'essence. Aux États-Unis, il est permis d'en ajouter à l'essence, jusqu'à une concentration de 11 % par volume (EPA, 1981), conformément aux normes établies dans le cadre de la Loi sur la lutte contre la pollution atmosphérique (Clean Air Act). Au Canada, il est prévu qu'une norme semblable sera imposée. Cette question fait actuellement l'objet d'une étude de l'Office des normes générales du Canada.

Pour fabriquer le MTBE, on combine de l'isobutylène et du méthanol. Le résultat est un composé à indice d'octane élevé dont les caractéristiques sont très semblables à celles des carburants à base d'hydrocarbures. Dans le système de distribution, il tolère l'eau et ne présente aucun problème de stabilité, de volatilité et de corrosion.

Aux États-Unis, la capacité de production de MTBE s'accroît en raison d'un surplus de méthanol et de la source très centralisée d'approvisionnement enisobutylène que constituent les installations de craquage des hydrocarbures situées au Texas, sur la plaine côtière du golfe du Mexique. Le nouveau règlement de l'EPA visant à réduire les composés au plomb dans l'essence a eu pour effet de susciter de l'intérêt pour le MTBE; son prix a donc augmenté face à la demande accrue d'antidétonants à indice d'octane élevé.

D'autres usines de fabrication de MTBE en sont aux étapes de conception ou d'évaluation aux États-Unis, en Arabie Séoudite, en Irlande, en Écosse, au Canada et en Europe de l'Ouest. La production européenne et américaine s'élève à environ 2 000 kt/a, dont plus de 50 % sont fabriquées aux États-Unis.

Au Canada, le MTBE constitue un composé qu'il serait intéressant de mélanger à l'essence, étant donné l'existence de réserves potentiellement abondantes de méthanol. Le principal problème est de trouver une source tout aussi abondante d'isobutylène, l'industrie chimique au Canada n'étant pas concentrée dans une seule région du pays.

Il est très probable que le MTBE sera utilisé dans une certaine mesure après 1987, lorsqu'entrera en vigueur le règlement prévoyant des teneurs en plomb moins élevées. La production de MTBE au Canada dépendra de l'évaluation de la rentabilité économique par rapport aux autres procédés de remplacement.

(d) Autres constituants de mélange : benzène, toluène, xylène

Le groupe B-T-X des hydrocarbures aromatiques (benzène, toluène, xylène) sont des composants très appréciés des mélanges avec l'essence, en raison de leur indice d'octane élevé et leurs qualités de mélange. Ces constituants résultent des procédés de craquage et de reformage réalisés au cours de la transformation du pétrole brut.

Ces hydrocarbures aromatiques, en plus d'être très avantageusement utilisés dans les essences, servent à la fabrication d'une large gamme de composés chimiques. C'est ainsi que les composants B-T-X sont souvent extraits des stocks d'essence pour auto pour être utilisés comme matières premières de l'industrie chimique. À mesure que la teneur en plomb admissible de l'essence diminuera, celle des composés B-T-X augmentera, ce qui influera sur le prix des produits chimiques fabriqués à partir de B-T-X.

De nombreux hydrocarbures aromatiques sont toxiques et certains notamment le benzène, sont cancérigènes pour les humains et certains animaux. L'utilisation accrue d'hydrocarbures aromatiques comme antidétonants dans

l'essence d'automobile soulève de l'inquiétude sur les effets que pourrait avoir sur la santé l'augmentation des émissions par les automobiles. Même si ce danger est difficile à évaluer, il semble prudent de réduire autant que possible la présence des composés aromatiques dans l'essence (voir le rapport supplémentaire de la Commission). La Communauté économique européenne a limité l'utilisation du benzène à 5 %. Le Canada et les États-Unis n'ont pas encore pris des mesures à cet égard.

9. La recherche pour augmenter l'indice d'octane : les procédés de raffinage pour l'obtention de carburants pour automobiles

Au début des années 1920, alors que l'usage de l'automobile commençait à se généraliser en Amérique du Nord, les raffineurs de pétrole étaient à la recherche de procédés qui permettraient de convertir davantage les hydrocarbures lourds en constituants de l'essence et qui produiraient par le fait même des molécules à chaîne ramifiée et à indice d'octane élevé. Cette recherche visant à augmenter le volume et l'indice d'octane s'est poursuivie tout au long des années 1960. Actuellement, dans le cadre des contrats de vente d'essence, le volume ne constitue plus un objectif, contrairement à la recherche d'un indice d'octane élevé.

Les procédés de raffinage ont été mis au point dans l'ordre suivant :

de 1900 à 1915	Simple distillation
de 1925 - jusqu'à présent	Craquage thermique et cokéfaction

de 1945 - jusqu'à présent	Craquage catalytique
de 1945 - jusqu'à présent	Alkylation et polymérisation catalytique
de 1950 - jusqu'à présent	Reformage du naphta
de 1960 - jusqu'à présent	Hydrocraquage
de 1970 - jusqu'à présent	Isomérisation

La figure IV.2 illustre le déroulement des opérations dans une raffinerie canadienne.

(a) Craquage catalytique fluide, alkylation et polymérisation

Le craquage catalytique fluide est le procédé le plus utilisé dans les raffineries modernes. Il consiste à convertir les vapeurs de pétrole lourds en essence et en diesel léger. Le butylène et le propylène sont des sous-produits du craquage; ils sont ensuite transformés en constituants d'esence à indice d'octane élevé dans d'autres unités de traitement.

L'essence qui est directement produite dans l'unité de craquage catalytique fluide a un indice d'octane théorique s'élevant à près de 80. Il s'agit donc d'une substance qui se mélange bien mais qui ne possède pas les qualités suffisantes pour satisfaire aux besoins du marché en matière d'indice d'octane sans qu'on y ajoute des antidétonants. Heureusement, l'unité de craquage catalytique fluide produit également des butylènes et des propylènes qui peuvent être alkylés dans un procédé catalytique où de l'acide

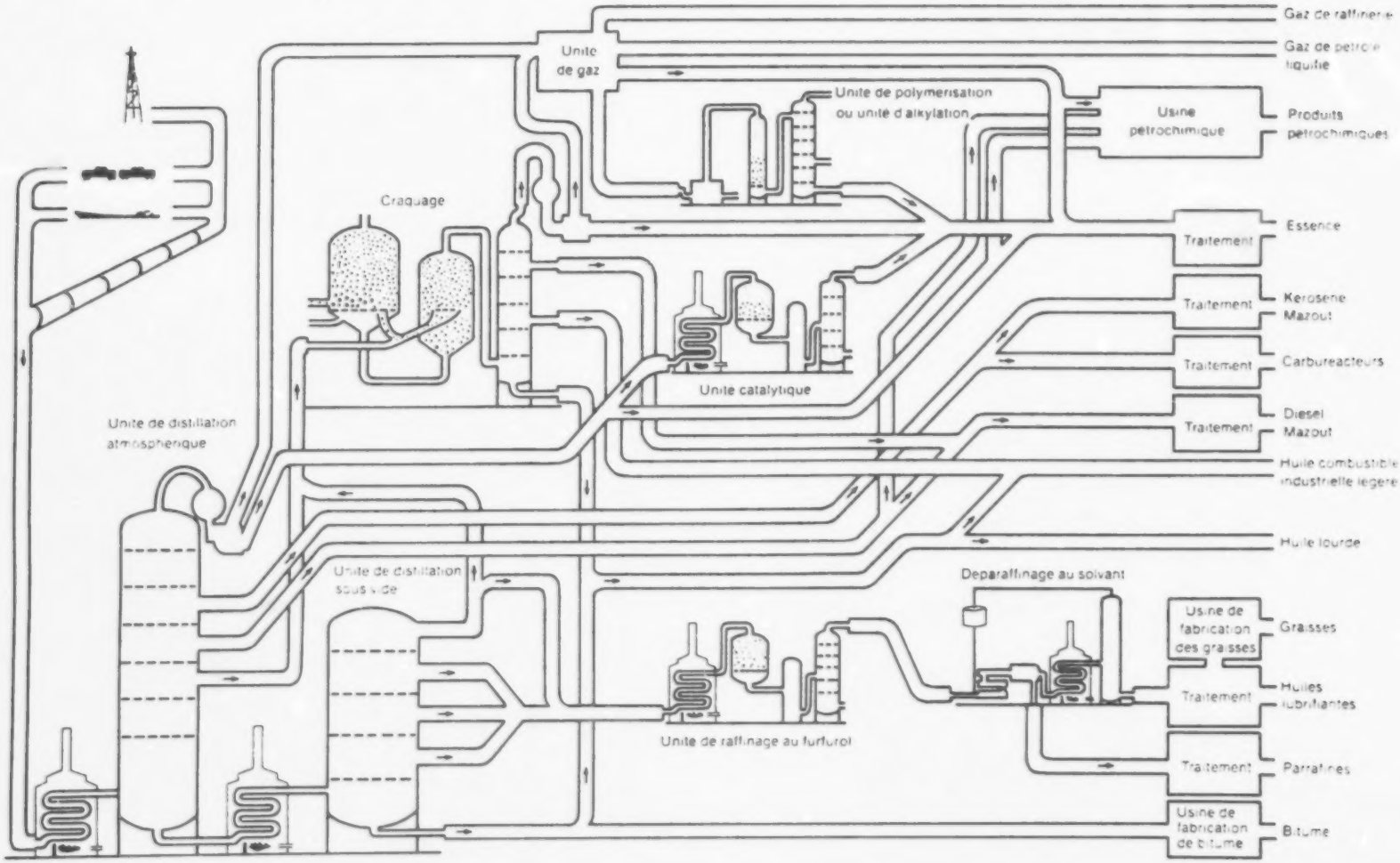


Figure IV.2 Schéma de déroulement des opérations d'une raffinerie canadienne typique

Source : APCE, 1985

fluorhydrique ou de l'acide sulfurique sont utilisés pour produire l'alkylat de l'essence d'automobile. Ce constituant possède un indice d'octane élevé; il s'agit donc d'un excellent constituant de l'essence du fait qu'il satisfait aux exigences actuelles en matière d'indice d'octane.

Dans certaines raffineries, on utilise la polymérisation catalytique au lieu de l'alkylation pour produire des stocks de mélange à indice d'octane élevé à partir du propylène.

(b) Hydrocraquage

L'hydrocraquage est, d'un certain point de vue, l'opposé du craquage catalytique fluide du fait qu'il produit des molécules linéaires plutôt que ramifiées, et saturées en hydrogène plutôt qu'insaturées. L'hydrocraquage convertit, en présence d'hydrogène, les huiles diesel et de chauffage oléfines en naphta et en ditillat léger qui sont utilisés dans l'essence, les carburéacteurs et les huiles diesel de qualité élevée. L'hydrocraquage est un procédé important qui permet de produire des molécules qui peuvent être transformées par reformage catalytique en constituants d'essence à haut indice d'octane. L'hydrocraquage, en consommant de l'hydrogène pour saturer les molécules craquées, a pour effet d'augmenter le volume du produit.

(c) Reformage catalytique

L'utilisation décroissante de plomb-tétraéthyle comme antidétonant a contribué à faire du reformage catalytique un procédé très important en

raffinerie. Le reformage catalytique est un procédé à lit fixe utilisant un métal noble comme catalyseur (habituellement le platine) pour modifier la structure moléculaire des molécules de naphta (qui contiennent des chaînes de 7 ou 8 atomes de carbone, des molécules C_7 ou C_8) qui sont les principaux constituants de l'essence.

Dans le reformage catalytique, on utilise de préférence comme matière première les produits à molécules de naphta qui possèdent une seule liaison carbone-carbone et l'on obtient diverses structures moléculaires en fonction des conditions dans lesquelles se déroulent les réactions. Ce procédé fait intervenir quatre réactions principales : l'aromatisation, l'isomérisation, la cyclisation et l'hydrocraquage. Le naphta à chaîne linéaire qui est introduit dans le reformeur catalytique se transforme en un mélange d'hydrocarbures aromatiques et à chaîne ramifiée dont l'indice d'octane est beaucoup plus élevé que celui du produit d'origine. Étant donné la nature complexe des réactions de craquage et de reformage, ce procédé produit un surplus d'hydrogène et a pour effet de réduire de façon importante le volume liquide du produit.

La capacité d'un raffineur à produire de l'essence à indice d'octane constant, malgré une baisse de la teneur en plomb, repose principalement sur la capacité de reformage catalytique du produit traité. Si un raffineur ne possède pas les unités supplémentaires nécessaires pour produire de l'essence à indice d'octane élevé, il doit construire de nouvelles unités de reformage

ou acheter des constituants de mélange de haute qualité, notamment des alcools ou du MTBE.

Le reformage catalytique soulève un autre problème lorsque la raffinerie est de capacité élevée. L'unité de reformage n'est pas en mesure de modifier efficacement la structure des molécules $C_5 - C_6$. À mesure que la raffinerie augmente sa production de reformat à indice d'octane élevé, il accumule également un surplus de naphtas légers ($C_5 - C_6$) à faible indice d'octane (nombre d'octane théorique de l'ordre de 70), que l'on ne peut pas utiliser dans le pool d'essence sans en améliorer l'indice d'octane.

Dans une telle situation, la raffinerie devrait envisager la possibilité d'investir dans un procédé qui permettrait d'isomériser le surplus de naphta léger afin d'en améliorer l'indice d'octane avant de le mélanger à l'essence sans plomb.

(d) Isomérisation

L'indice d'octane des molécules d'hydrocarbures à chaîne linéaire, en particulier celles possédant de 5 à 6 atomes de carbone ($C_5 - C_6$), peut être augmenté par isomérisation (voir annexe IX).

À ce jour, l'isomérisation d'hydrocarbures à faible point d'ébullition a été utilisée au Canada pour la production de certains produits chimiques, en fonction de critères fondés sur les coûts. Toutefois, à mesure que le besoin

d'identifier de nouvelles sources d'octane augmentera, l'isomérisation des carburants d'automobile offrira des avantages. Il est possible de construire des unités permettant de réaliser une isomérisation en une seule étape qui augmentera l'indice d'octane théorique de 10, ou de réaliser des opérations de recyclage qui augmenteront l'indice d'octane théorique de 20. De plus, la quantité d'hydrogène nécessaire à l'isomérisation n'est pas élevée.

10. Quel sera le coût de remplacement des additifs au plomb dans l'essence?

L'utilistion décroissante des antidétonants au plomb a des répercussions directes sur l'industrie du plomb, des répercussions profondes sur les producteurs d'antidétonants et des effets importants sur les installations et les constituants de mélanges utilisés dans l'industrie de raffinage du pétrole. Nous ne traiterons ici que de l'industrie de raffinage du pétrole.

L'industrie du pétrole au Canada, par l'intermédiaire de l'APCE, a présenté à la Commission son évaluation des répercussions financières sur l'industrie de la réduction planifiée du plomb dans l'essence.

En 1984, la consommation d'essence au Canada était de 31,8 $x10^9$L et d'ici à 1993, elle devrait diminuer jusqu'à 28,6 $x10^9$L. En 1985, l'indice d'octane du pool d'essence (c.-à-d. l'indice d'octane des essences au plomb et sans plomb combinées) correspondait à un indice d'octane route (R + M)/2 de 89,2. Il est prévu que cette qualité sera maintenue malgré la réduction prévue de la quantité de plomb utilisée (voir annexe III).

L'utilisation de composés au plomb en 1985 a contribué à faire augmenter l'indice d'octane du pool d'essence de 4,3. À mesure que le plomb sera éliminé, les raffineurs devront soit prévoir des installations de production d'octane, soit engager d'importantes dépenses pour obtenir des constituants de mélange de remplacement. Ces deux solutions sont, bien sûr, beaucoup plus coûteuses que si l'on continuait à utiliser des composés au plomb alkyle.

Le coût des constituants et des procédés visant à améliorer l'indice d'octane varie beaucoup, tel qu'illustré dans le tableau IV.VI. Les coûts sont exprimés en cents par octane-baril : il s'agit de l'unité de base utilisée par l'industrie. Elle correspond au coût qu'il faut payer pour accroître d'une unité l'indice d'octane d'un baril (159 L) d'essence. Pour remplacer le plomb comme antidétonant, les raffineurs pourront choisir entre diverses méthodes en tenant compte de la configuration de leur raffinerie, du coût et de la disponibilité des constituants de mélange et de leurs stratégies. L'élimination graduelle du plomb se traduira donc par divers changements prévisibles dans l'industrie :

- Les coûts d'exploitation des raffineries augmenteront si elles veulent être en mesure de produire des constituants à indice d'octane plus élevé à partir des installations existantes;

- La consommation de pétrole brut augmentera en même temps que le perfectionnement des opérations de raffinage;

Tableau IV.VI

Coût typique de l'augmentation de l'indice d'octane pour chaque baril d'essence

Constituant et procédés	Coût d'un indice d'octane par baril (cents)
TEL à la concentration de 0,29 g/L	6***
MMT à la concentration de 0,016 g/L	15
Reformage à sévérité élevée	30
Hydrocarbures aromatiques B-T-X	42-92*
MTBE	40-90*
Isomérisation de naphta léger	60-80**

* En ce qui concerne les hydrocarbures aromatiques et le MTBE, le coût varie beaucoup en fonction de la demande de l'industrie chimique.

** En ce qui concerne l'isomérisation, le coût varie en fonction du coût d'investissement et de la capacité des raffineries.

*** le prix du TEL a presque doublé récemment (été 1986) par suite de la pression des ventes.

Source : APCE, 1985

- Le prix des produits chimiques et des catalyseurs de transformation augmenteront dès qu'il faudra faire appel à des opérations plus rigoureuses pour augmenter l'indice d'octane;

- Dans certaines raffineries, il faudra procéder à des investissements importants pour améliorer les constituants qui ne sont actuellement acceptables que dans les essences au plomb;

- Il faudra faire l'achat de constituants de mélange à indice d'octane élevé, tels les alcools et les hydrocarbures aromatiques.

Le tableau IV.VII présente une liste des coûts d'amélioration et d'exploitation des installations de raffinage (évalués par l'APCE). Les coûts d'investissement et d'exploitation sont exprimés en dollars constants de 1983 et comprennent les frais d'amortissement et les recettes de frais d'investissement relatifs aux nouvelles installations. Ces frais se répercuteront sur le prix de détail de l'essence qui augmentera.

La réduction planifiée du plomb dans l'essence dont la concentration ne devra pas dépasser 0,29 g/L en 1987 créera une pénurie d'octane que les raffineurs devront pallier en combinant certaines activités, notamment les suivantes, en totalité ou en partie :

- Augmenter la capacité accrue et (ou) la rigueur des opérations de reformage au naphta;

Tableau IV.VII

Prévision des coûts que devra assumer l'industrie pétrolière par suite de l'élimination graduelle du plomb

Situation	Règlement	Coût (en millions de dollars constants 1983)	
		Investissements supplémentaires	Coût de raffinage supplémentaire annuel
Situation de base	Concentration de plomb de 0,29 g/L en 1987 et règlement s'appliquant aux véhicules lègers; mélange d'essence sans plomb et d'essence au plomb dans la proportion de 90/10	500	275
Réduction future	Concentration de plomb de 0,29 g/L en 1987, règlement s'appliquant aux véhicules légers; concentration de plomb de 0,026 g/L après 1990	800	445

Nota : Il est présumé que dans toutes les situations le MMT sera utilisé de façon continue.

Source : APCE, 1985

- Augmenter l'utilisation de catalyseurs dans les unités de craquage catalytique, d'hydrogénation, d'alkylation et de reformage;

- Accroître la production de benzène, de toluène et de xylène ou leur ajout à l'essence;

- Accroître l'utilisation d'alcools ou d'autres constituants;

- Construire de nouvelles installations, notamment des unités d'isomérisation, des installations de mélange d'additifs et d'autres unités visant à améliorer l'indice d'octane;

- Fermer les petites raffineries qui ne peuvent pas être modifiées de façon économique;

- Importer de l'essence ou des additifs de qualité élevée.

Les données présentées à la Commission par l'APCE ont été évaluées par la Data Resources of Canada (DRI, 1985) en ce qui concerne leurs répercussions sur l'économie du Canada et sur les industries contingentes. Cependant, selon la Commission, les coûts accrus résultant de l'élimination du plomb seront vraisemblablement masqués par d'autres facteurs, notamment les modifications de nature fiscale, le prix du pétrole brut et les forces concurrentielles du marché. Tous ces facteurs influent davantage sur le prix de l'essence que l'élimination du plomb.

En précisant les coûts à la consommation, la DRI présumait (sur nos conseils) que la politique classique de fixation des prix par l'industrie prévaudrait et que le coût supplémentaire de la production d'essence serait récupéré par une augmentation du prix de tous les carburants et produits équivalents. En d'autres termes, l'écart de prix traditionnel entre l'essence et l'huile diesel se maintiendra de sorte qu'une augmentation des prix de l'essence se traduira par des augmentations semblables du prix du diesel, des carburéacteurs et des huiles de chauffage.

En se basant sur ces faits, on prévoit que l'utilisation réduite d'antidétonants au plomb dans l'essence produira les augmentations de prix indiquées dans le tableau IV.VIII.

L'augmentation des prix prévue pour 1993, lorsque le plomb aura pratiquement été éliminé, dépendra de plusieurs facteurs qui feront diminuer le chiffre cité de 2,1 cents du litre (qui englobe les effets sur les prix du nouveau règlement sur les véhicules automobiles). Il est probable que l'industrie du pétrole perfectionnera ses techniques de traitement ainsi que les additifs et les catalyseurs utilisés afin de réduire sensiblement le coût de l'essence prévu en 1993. De tels perfectionnements commencent à être réalisés aux États-Unis où la nouvelle réglementation sur le plomb est entrée en vigueur en juillet 1985 et en janvier 1986.

Même en utilisant d'autres additifs ou constituants de mélange pour remplacer le plomb, l'industrie devra engager des dépenses importantes pour

Tableau IV.VIII

Augmentation prévue du prix de l'essence au détail

Année	Antidétonants au plomb	Augmentation du prix de détail (cents par litre)
1987	Concentration de 0,29 g/L	0,5
1990	Concentration de 0,29 g/L et une proportion de 90 véhicules à l'essence sans plomb pour 10 véhicules à l'essence au plomb	1,0
1993	Élimination complète du plomb dans l'essence* avant le 1er janvier 1993	2,1

Nota : Les prix sont en dollars courants basés sur le régime de taxes et des ventes de 1985.

* Comprend le coût total de l'élimination graduelle à partir des concentrations en vigueur en 1986.

Source : DRI, 1985

construire de nouvelles installations de production d'octane. La planification, la conception et la construction des installations prendra au moins trois ans, facteur dont il faut tenir compte dans l'établissement du programme de réduction du plomb dans l'essence. Dans leurs objectifs à long terme, l'industrie et le gouvernement devraient s'entendre pour permettre aux raffineurs de choisir la solution la plus rentable pour régler leurs problèmes de production d'essences de qualité.

Bibliographie

APCE,1985. L'Association pétrolière pour la conservation de l'environnement canadien. Présentation à la Société royale du Canada, Commission d'étude du plomb dans l'environnement, 10 juin et 17 et 18 janvier.

Gazette du Canada, 1974. Règlement sur l'essence au plomb. Ordre en conseil C.P. 1974. Partie II, 108(15) DORS 74/459.

Gazette du Canada, 1984. Règlement sur l'essence au plomb. Ordre en conseil C.P. 1431. Partie II. Volume 118. Nº 10.

DRI, 1985. Présentation à la Société royale du Canada, Commission d'étude du plomb dans l'environnement.

EMR, 1986. Énergie, Mines et Ressources Canada. Présentation à la Société royale du Canada, Commission d'étude du plomb dans l'environnement, juin.

Environnement Canada, 1984. National Urban Air Quality Trends 1974-1981. Service de protection de l'environnement. Rapport EPST/AP/14.

Environnement Canada, 1985. Conférence de presse par le Ministre, PR-HQ-085-15. 6 mars.

EPA Waiver, 1979. Application for Methyl Tertiary Butyl Ether. Decision of the Administrator. US Environmental Protection Agency. Federal Register, 46(45):12242. 4 mars.

EPA, 1985. Regulation of Fuels and Fuel Additives : Gasoline Lead Content. Federal Register, 50(45) : 9386-9399. 7 mars.

EPA, 1986. Air Quality Criteria for Lead. EPA-600/8-83/028 dF. Vol. I. Environmental Criteria and Review Office, US Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC. pp. (5)13-16.

Ethyl Canada Inc., 1985. Présentation à la Société royale du Canada, Commission d'étude du plomb dans l'environnement, 27 mai.

Keough. W.J., 1986. Communication personnelle.

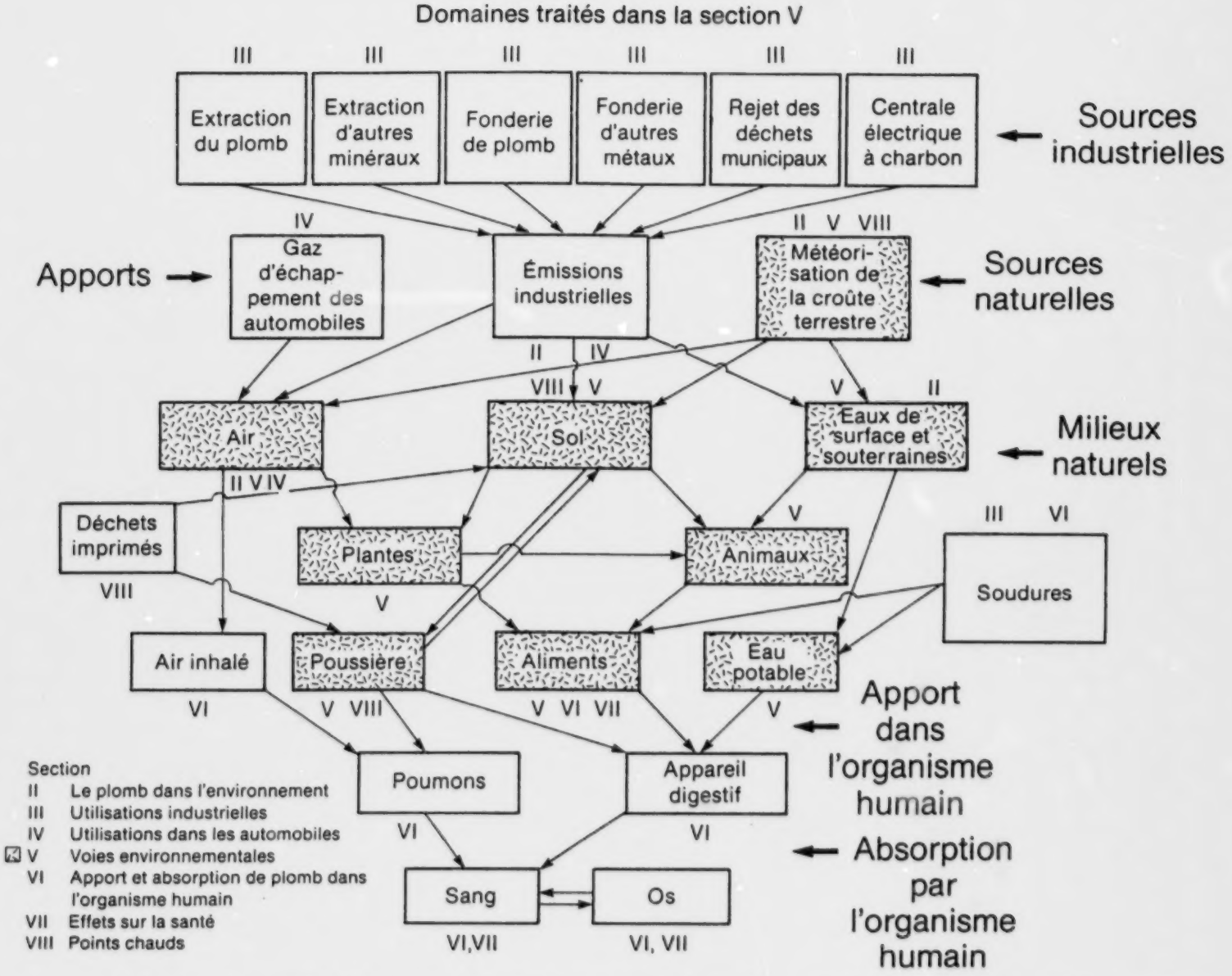
Neilsen, T., 1982. Atmospheric Occurence of Organolead Compounds. CRC Inc., Atlanta, Georgia.

Optima, 1985. Motor Vehicle Fuel Switching Study. Préparé pour le Service de la protection de l'environnement, Environnement Canada. Optima Consultants in Applied Social Research Inc., Ottawa.

Pierson, W.R. et Brachaczek, W.W., 1976. Particulate Matter Associated with Vehicles on the Road. SAE Technical Paper 760039.

Valais, M. et Bonnifay, P., 1986. Lead phase-out in western Europe. Chem. Eng. Prog., 82(3):34-38.

Vena, F., 1985. Inventory Management Division Forecast of Lead Emissions from Automobiles in Canada. Environnement Canada, Ottawa.



Les parties ombrées correspondent aux domaines touchés dans la section en question

V Comment le plomb s'introduit-il dans l'organisme humain : Voies environnementales

1. Voies et cycle

Le plomb est confiné à l'état naturel à de vastes gisements très éloignés des activités humaines, ou est finement disséminé dans la croûte terrestre et dans les eaux océaniques. Avant de s'introduire dans l'organisme humain, le plomb emprunte diverses voies indentifiables. Ce n'est que beaucoup plus tard qu'il retournera dans la nature.

En cours de route, le plomb passe, pourrait-on dire, par différentes étapes avant d'atteindre l'objectif final. À chacune des étapes qui constitue une période de transit, le plomb subit des transformations physiques et chimiques attribuables à des processus biotiques et abiotiques. Cette progression et les processus mis en oeuvre ont été étudiés en profondeur par la Commission dans son rapport d'atelier sur les voies de pénétration (PWR) : Pathways, Cycling and Transformation of Lead in the Environment. La figure I.1 (ci-contre) en présente le modèle conceptuel.

2. Sources de plomb : anthropiques vs naturelles

Les principales sources anthropiques de plomb ont déjà été traitées dans le présent rapport. Des phénomènes naturels peuvent également contribuer à mobiliser le plomb dans l'air, le sol et l'eau. Ce sont entre autres;

- la météorisation de la croûte terrestre
- l'érosion et l'accumulation des sols
- les émissions volcaniques et diverses émissions géothermiques
- les incendies de forêt.

Les émissions mondiales de plomb atmosphérique résultant d'activités industrielles ont été évaluées à 331 000 t/a tandis que les émissions de sources naturelles n'en ont produit que 24 500 t. (Nriagu, PWR). La nature des sources naturelles n'est pas bien connue, mais elles sont sans conteste beaucoup moins importantes que les sources anthropiques. L'organisme humain est un réel mobilisateur du plomb et l'une de ses cibles les plus sensibles.

Qu'elles soient d'origine naturelle ou anthropique, les émissions de plomb dans l'environnement peuvent être classées en fonction du premier milieu récepteur. Le tableau V.I contient un résumé des renseignements contenus dans les sections III et IV et qui serviront à aborder les questions suivantes.

3. Voies suivies par le plomb avant de s'introduire dans l'organisme humain

La présente section traite des principaux vecteurs du plomb (c.-à-d. des voies et des agents de transport) à partir de l'atmosphère, de l'eau et du sol. Les voies d'introduction directe dans l'organisme humain seront traitées dans la section VI qui porte, entre autres, sur l'absorption du plomb par l'organisme.

Tableau V.I

Liste sommaire des sources d'émissions de plomb dans l'air, le sol et l'eau

	Émissions (t/a) *forme physique ou chimique		
Procédé	Dans l'air	Dans et sur le sol	Dans l'eau
Météorisation naturelle	**	**	**
Combustion naturelle (volcans, etc.)	**		
Incendies de forêt	**		
Extraction et concentration du plomb	964** poussière, particules	38×10^3** résidus	49** exhaure
Extraction et concentration d'autres métaux non ferreux	1706** poussière, particules	**	**
Sidérurgie	600** poussière, particules		9**
Fonderie et usine de traitement du plomb	304** poussière, particules	17×10^3** scories	29**
Fonderie et usine de traitement d'autres métaux non ferreux	** poussière, particules		
Fonderie de deuxième fusion du plomb	14**	**	
Traitement des eaux d'égout urbaines - effluents			**
Traitement des eaux d'égout urbaines - boues	2**	15**	412**
Rejet des déchets municipaux - décharge et remblayage de terrain		**	
Rejet des déchets urbains - incinération	67**		

Centrales à charbon	14**			
Production de plomb alkyle	42**			37**
Utilisation de plomb alkyle	7173**			
Fabrication de batteries d'accumulateurs	20**			4**
Fabrication de peintures	1**)			
Utilisation de peintures	)		100**	
Fabrication de soudures au plomb				
Utilisation de soudures au plomb en plomberie				**
Utilisation de soudures au plomb - boîtes de conserve alimentaires				
Fabrication de PCV				
Cimenterie				

Nota :

* Tirées en grande partie de la section III.

** Les émissions pénètrent directement dans le milieu indiqué.

Source : Le présent rapport : les sections II et III principalement.

(a) Émissions de plomb par l'intermédiaire de l'air

Les sources d'émission de plomb dans l'air ont été décrites en détail dans les sections précédentes (III et IV). Il s'agit notamment de l'extraction minière et de l'affinage, de l'incinération, du brûlage de l'essence, de la fabrication des batteries d'accumulateurs et de la peinture décapée au jet de sable ou écaillée. De plus, les sols peuvent constituer une source de plomb aéroportée à une échelle locale, telle que révélée par l'étroite corrélation qui a été établie entre le plomb présent dans la poussière (PbP) et le plomb présent dans le sol (PbS)*. Le plomb déposé qui se combine à la poussière ne constitue pas toutefois une source importante de plomb atmosphérique étant donné que la présence de grosses particules en limite la dispersion.

L'analyse granulométrique des particules de plomb aéroportées révèle que leur taille est de l'ordre du submicromètre et que la répartition granulométrique est remarquablement semblable qu'il s'agisse d'un site urbain, non urbain, continental ou maritime. Davidson (PWR) a souligné que cette situation laisse présumer une source commune, c.-à-d. les procédés de combustion employés. Les concentrations réelles de plomb dans l'air, toutefois, diffèrent sensiblement d'un site à l'autre, variant de 1 à 10 $\mu g/m^3$ dans les régions urbaines et de 0,1 à 1,0 $\mu g/m^3$

---

* À ne pas confondre avec le sulfure de plomb.

dans les régions rurales. La figure II.1 (voir section II) illustre la tendance temporelle des concentrations de plomb dans l'air au Canada. Les plantes sont les récepteurs directs du plomb atmosphérique se déposant sous forme humide et sèche. En se fondant sur ce fait et sur certaines propriétés que possèdent les plantes simples (cryptogames), telles les mousses et les lichens, un contrôle biologique* du plomb ainsi que de nombreux autres éléments a été réalisé (Martin et Coughtrey, 1982).

Les mousses et les lichens, qui n'ont pas de cuticule et ne puise qu'une faible quantité de matières du substrat (sol, roche ou autre surface), absorbent néanmoins une grande quantité de matières provenant de l'atmosphère et déposées par l'atmosphère sur ou dans leurs tissus. Ces plantes peuvent donc servir à mesurer les dépôts. Mis à part les effets que peuvent subir les plantes elles-mêmes ou les consommateurs de ces plantes, leur utilisation pour déterminer les tendances spatiales et (ou) temporelles des concentrations de métal dans l'atmosphère a suscité beaucoup d'intérêt (Puckett, PWR).

Des relations empiriques ont été établies entre les concentrations de plomb dans les plantes et la distance de la source (p. ex. Ruhling et Tyler, 1968;

---

* En utilisant certaines espèces de plante ou d'animaux comme récepteurs de matières polluantes, donc comme moyens de mesure des concentrations actuelles de plomb dans l'environnement.

Takala et Olkkonen, 1981). De plus, des essais ont été réalisés pour identifier la source ou la contribution relative de sources multiples en utilisant principalement des facteurs d'enrichissement. Le facteur d'enrichissement résulte de la comparaison du rapport de la concentration de l'élément en question à celle de l'élément de référence (p. ex. le titane, le scandium) contenue dans le lichen,avec le même rapport de concentration existant dans la roche crustale . Cette méthode a été largement utilisée pour identifier les sources naturelles et anthropiques qui contribuent à la charge atmosphérique d'éléments (Lannefors et coll., 1983).

Puckett (PWR) a identifié trois catégories de sources qui permettent d'observer la répartition spatiale des dépôts de plomb : les sources linéaires, les sources ponctuelles et les sources éloignées. Ce sont ces dernières qui ont permis de faire la démonstration la plus efficace de l'utilisation de végétaux inférieurs pour effectuer un contrôle biologique. L'auteur passe en revue un grand nombre d'études menées en Finlande, au Danemark, en Norvège, en Allemagne de l'Ouest, en Hollande, dans l'est du Canada et dans l'est de l'Amérique du Nord. L'une d'entre elles, réalisée par Steinnes (1977) et dans laquelle le plomb était l'un des 28 éléments étudiés, a permis de constater dans la mousse Hyloconium splendens un gradient de concentration du plomb du sud vers le nord de la Norvège. Étant donné l'absence de sources importantes de plomb dans le sud de la Norvège, il a fallu conclure que les sources de plomb atmosphérique étaient situées à l'extérieur du pays et que l'atmosphère servait de voie de pénétration. D'autres éléments ont affiché une configuration semblable. Des études effec-

tuées dans d'autres pays ont produit des résultats comparables mais moins précis, étant donné qu'il existe dans la plupart des pays ou des grandes régions géographiques des sources industrielles de plomb atmosphérique.

L'une des principales applications en matière de contrôle biologique par les plantes consiste à évaluer les modifications temporelles des concentrations par suite de la réduction des émissions de plomb, à la fois localement et à long terme. De fait, des études temporelles portant sur les sphaignes (Sphagnum)(Ruhling et Skarby, 1979) ont déjà révélé des diminutions de la teneur en plomb dans les mousses au cours de la période 1968-1975. Steinnes (1986) a récemment indiqué à la Commission que des données préliminaires recueillies dans le cadre d'un relevé réalisé en 1985 en Norvège permettaient de constater que les concentrations de plomb dans H. splendens avaient diminué d'un facteur de deux par rapport à 1977.

La détermination des formes chimiques et physiques du plomb dans l'atmosphère n'a été réalisée que dans quelques cas particuliers, si l'on fait abstraction des analyses granulométriques décrites par Davidson (PWR). Même dans ce dernier cas, le chercheur a exprimé quelques réserves sur la valeur des premières données. La distribution des particules et des formes volatiles de plomb atmosphérique peut soulever certains problèmes qui sont liés à la méthode habituelle de prélèvement du plomb dans l'atmosphère, c.-à-d. les filtres, qui ne permettent pas de retenir toutes les fractions volatiles. Dans l'atmosphère, les plombs alcoyles se présentent principalement sous forme volatile tandis que le plomb inorganique se présente surtout sous forme particulaire quoiqu'une partie du plomb alcoyle puisse également être particulaire (Van Loon, PWR).

Les techniques de détermination des différentes formes chimiques (espèces) de plomb atmosphérique ont été mises au point dans plusieurs laboratoires de chimie analytique (notamment Radziuk et coll., 1979). Il faut s'attendre à ce que les différentes formes chimiques du plomb atmosphérique se comportent différemment pour ce qui est du dépôt et de la disponibilité biologique; cependant, l'agglutination des particules dans l'atmosphère a probablement pour effet de réduire la diversité des formes chimiques. Aucune donnée n'a encore été publiée sur le lien qui existe entre les différentes formes chimiques du plomb atmosphérique et de leur comportement respectif dans l'environnement. Certaines expériences ont démontré que le plomb-tétraéthyle (TEL) est plus toxique que le plomb inorganique (Hodson, PWR); cependant, il n'existe pas de donnéesenvironnementales intégrées sur la relation qui existe entre les formes chimiques du plomb atmosphérique et leur incidence biologique.

Le plomb atmosphérique qui est déposé sur les tissus des plantes et qui est absorbé par la suite peut entrer dans le réseau trophique et s'introduire ainsi dans l'organisme des animaux sauvages et domestiques qui consomment ces plantes. Il en est de même pour les personnes qui consomment les fruits et les légumes sauvages et cultivés. Peu d'études ont porté sur les effets du plomb atmosphérique sur les animaux sauvages herbivores et sur les oiseaux. Compte tenu des problèmes techniques posés par la détermination des différentes sources d'exposition des animaux en liberté, cette situation est à peine surprenante.

Southwood (1983) a présenté sous forme de tableaux plusieurs études portant sur le plomb absorbé par les animaux qui paissent en bordure des routes. On a pu établir que l'augmentation des concentrations de plomb dans les différents tissus était fonction de la distance séparant les routes des pâturages; cependant, l'absorption directe du plomb atmosphérique et du plomb contenu dans la végétation n'a pas pu être établie. Ward et coll. (1978a, 1978b) ont démontré que la plombémie des moutons qui paissent le long des routes en Nouvelle-Zélande est plus élevée que chez les autres moutons et ont conclu que le plomb empruntait ces deux voies de pénétration. Toutefois, la voie air-végétation-animal devrait être plus importante chez les herbivores que chez les humains en raison du rapport élevé de la superficie au volume des pâturages comparativement à celui des champs cultivés pour l'alimentation humaine. Par conséquent, pour les animaux dont les pâturages se situent près des routes, le vecteur le plus important est celui de l'alimentation. Steinnes (PWR) a montré que le plomb contenu dans le foie d'agneaux de différentes régions de la Norvège provenait de dépôt de plomb atmosphérique; mais il n'a pas été en mesure d'établir l'importance relative des deux modes de pénétration possibles.

Le plomb contenu dans le foie de l'orignal, du renne et du cerf noble a été étudié en Norvège par Froslie et coll. (1984). Le gradient du plomb du sud vers le nord, qui a déjà été décrit au sujet des mousses en Norvège, a été observé dans le foie des orignaux mais pas dans celui d'autres animaux; en d'autres termes, le plomb contenu dans le foie de l'orignal semble être d'origine atmosphérique mais il aurait pu s'y introduire par

l'air et (ou) par l'alimentation. Selon ces chercheurs, en raison de la distribution des populations du cerf noble, surtout réparties dans l'ouest du pays, et des habitudes alimentaires du renne, le plomb atmosphérique n'a pas joué un rôle important. En ce qui concerne les concentrations réelles de plomb dans les tissus, elles étaient supérieures chez le renne en raison, selon les chercheurs, de ses habitudes alimentaires. Le renne se nourrit d'herbage en été et de lichens en hiver; et les pâturages de lichen seraient la principale source de plomb de ces animaux. Le rapport de la superficie des pâturages de lichen au volume est non seulement élevé mais la croissance des lichens est également très lente. Le plomb et d'autres métaux peuvent donc s'y accumuler pendant une longue période avant qu'ils ne soient ingérés avec la nourriture. C'est probablement le seul exemple qui puisse illustrer, grâce aux données recueillies, bien qu'indirectes, l'accumulation de plomb atmosphérique dans la chaîne alimentaire des animaux sauvages.

Il est généralement admis que le plomb n'est pas bioamplifié (sa concentration n'augmente pas en même temps que le niveau trophique*) à mesure qu'il progresse dans la chaîne alimentaire; de plus, l'inverse est probablement vrai. Cette question sera traitée plus en détail dans la section portant sur la chaîne alimentaire aquatique (p. 173). Il ne semble pas se présenter de cas où l'empoisonnement par le plomb d'animaux sauvages serait attribuable à la présence de plomb dans l'atmosphère, sauf dans certaines zones très contaminées, tels les sites de fonderies. Le plomb atmosphérique

---

* c.-à-d., en remontant les niveaux trophiques, à partir des plantes jusqu'aux herbivores, et aux carnivores.

s'accumule en grande partie dans le sol et y persiste. Il peut entraver l'activité des invertébrés et des microbes. Cette question sera traitée dans la section portant sur les sols (p. 160). Southwood (1983) a passé en revue des cas d'empoisonnement par le plomb chez des animaux d'élevage et des animaux domestiques mais il n'a pas pu établir de lien entre ces empoissonnements et le plomb atmosphérique émis par une source voisine. Les sols, la peinture et les anciens terrils semblaient être les vraies sources. Un cas d'empoisonnement semblable a été détecté chez certains chevaux à Trail (Cominco Ltd., 1985).

Les fruits et les légumes, tout comme les végétaux inférieurs, peuvent absorber le plomb provenant de l'atmosphère. Les concentrations de plomb dans ces cultures devraient être inférieures à celles des mousses et des lichens (tableau V.II), et ce pour plusieurs raisons. D'abord, la cuticule imperméable qui se trouve sur les surfaces des plantes supérieures limite leur capacité d'absorption des métaux, en particulier s'ils ont été déposés sous forme humide. Deuxièmement, la période qui s'écoule entre la plantation et la récolte des cultures est relativement courte; et troisièmement, la plupart des végétaux sont lavés ou pelés avant d'être servis. Néanmoins l'air, lorsqu'il constitue une source potentielle de plomb pour les aliments, en altérant la croissance des cultures et les étalages de fruits et de légumes dans les marchés et les magasins, constitue une importante voie de pénétration du plomb dans l'organisme humain.

L'importance des contaminants aéroportés pour les animaux de pâturage a été récemment mise en évidence lorsque, après l'accident de Chernobyl

Tableau V.II

Concentrations de plomb dans les plantes qui ne sont pas utilisées dans les expériences et qui ne poussent pas près des fonderies ni le long des routes

Plante	Concentration (µg/g de matière sèche)	Référence
Lichens	5-65	Steinnes, PWR
Mousses	11-62	Gydesen et coll., 1983
Feuilles de plantes ligneuses pérennes	0,3-9,6	Steinnes, PWR
Herbes poussant le long des routes (mais pas dans des sites très contaminés)	5-90	Ratcliffe et Beeby, 1980
Chou (feuilles)	< 0,01-0,51	Southwood, 1983
Chou fourrager (feuilles)	2,6-6,6	Chaney et coll., PWR
Tomate (fruit)	0,01-0,14	Southwood, 1983

en Ukraine, des particules de ^{137}Cs se sont déposées à la surface du sol. C'est ainsi qu'en Norvège (Steinnes, 1986), les moutons et les rennes ont été contaminés par la matière radioactive et que leur consommation n'est plus sans danger pour les humains. Le contaminant s'est en effet accumulé dans ces animaux qui se nourrissent d'herbes pour les uns et de lichens pour les autres, après avoir été transporté dans l'atmosphère sur de longues distances et s'être accumulé dans les tissus des plantes qui sont à la base de leur alimentation. En Finlande, la situation est également grave. Dans ces circonstances, il est probable que le contaminant aura des répercussions beaucoup plus graves sur les animaux que le plomb à cause des dommages que causent les rayonnements ionisants. Le point commun entre cet incident et le problème du plomb, est qu'il y a bioaccumulation et transport des contaminants aéroportés dans le cycle trophique conduisant à l'organisme humain.

Beaucoup d'études ont porté sur l'importance relative du plomb atmosphérique déposé directement sur les plantes par rapport au plomb provenant du sol.

Southwood (1983) en a conclu qu'il est actuellement impossible de quantifier les contributions relatives des diverses voies de pénétration (par le sol ou par retombées atmosphériques combinées à l'éclaboussement du sol). Toutefois, afin de quantifier l'importance des diverses sources et voies de pénétration dans l'organisme humain, nous tenterons d'évaluer l'importance relative des différents cheminements.

Chaney et coll. (PWR) ont signalé que le plomb est l'un de plusieurs autres éléments difficilement assimilables par les plantes dans la plupart des sols. De plus, le plomb n'est pas facilement translocalisé dans les plantes. Ter Haar (1970) a montré que le filtrage de l'air n'avait pas modifié la teneur en plomb de la plupart des légumes qu'il a analysés même si le plomb contenu dans les parties non comestibles de certaines plantes provenait, entre autres, de l'air ambiant . Les études visant à distinguer l'un de l'autre l'air et le sol, comme sources de plomb pour les plantes, sont souvent obscurcies par d'autres facteurs, notamment pédologiques tels la fertilité et le pH. Chaney et coll. (PWR) concluaient dans leurs plus récentes études que le dépôt sous forme d'aérosol constitue habituellement une source de plomb plus importante que le sol pour la laitue, le chou fourrager et les autres légumes à feuilles qui poussent dans les potagers urbains. Toutefois, les éclaboussures de sol atteignant les plantes ont aussi été considérées comme une source possible de plomb pour les légumes à feuilles.

Le temps de séjour du plomb dans l'atmosphère est court (environ 10 j dans l'hémisphère septentrional) de sorte que les concentrations atmosphériques ne constituent pas de bons indicateurs de la charge de plomb de l'environnement. Nriagu (PWR) a souligné que la mesure du taux de retombées de plomb devrait être considéré comme une meilleure façon d'évaluer la charge de plomb de l'environnement que le dosage du plomb atmosphérique. Une norme relative aux retombées de plomb de 250 $\mu g/m^2$/jour vient d'être proposée en Allemagne (Chamberlain, 1986). Les retombées de plomb de l'atmosphère qui ne

sont pas inhalées et qui n'entrent pas dans la chaîne alimentaire après s'être déposées sur les plantes, s'accumulent dans les sols et les eaux de surface.

b) Émission de plomb par l'intermédiaire du sol

Les sources de plomb du sol sont, entre autres, les sources atmosphériques déjà décrites, les sources de nature géologique, les résidus miniers, l'épandage de boues résiduaires employées pour fertiliser les sols, l'application d'engrais commerciaux, l'écaillement ou, le décapage ou le ponçage de la peinture et le rejet en décharge superficielle et souterraine de divers déchets industriels et domestiques.

Les gammes de concentrations de plomb dans les sols varient énormément, même si l'on exclut les régions éloignées. Elles se situent à moins de 5 µg/g dans les régions rurales et à plusieurs points de pourcentage à proximité des fonderies. Le tableau V.III présente des données sélectionnées. Il faut faire preuve de prudence lorsqu'on compare les valeurs absolues de différentes études; même s'il est rare que l'analyse pose des problèmes, l'échantillonnage peut influer de façon profonde sur les résultats, parce que le plomb est plutôt immobile dans le sol et que les ajouts de plomb provenant de l'atmosphère ont pour effet de modifier le profil des concentrations. C'est pourquoi les concentrations sont supérieures près de la surface (tableau V.IV). Un échantillon de sol superficiel de 5 à 10 cm d'épaisseur donnera par conséquent des données très différentes d'une carotte de sondage

Tableau V.III

Concentrations de plomb dans les sols : données sélectionnées

Type de zone	Concentration de plomb (µg/g)	Référence
Canada (régions éloignées)	5-20	Nriagu, PWR
Canada (régions rurales)	10-50	Nriagu, PWR
Canada (centre-ville)	150-3000	Nriagu, PWR
Canada (près de fonderies)	3 %	Nriagu, PWR
Ontario (régions rurales, 0-5 cm)	5-360	Rinne, 1986
Ontario (régions urbaines, 0-5 cm)	5-845	Rinne, 1986
Nouveau-Brunswick (horizon podzolique L-H)	0-100	Presant et Tupper, 1965
Nouveau-Brunswick (podzol au-dessus de gisement sulfuré, horizon L-H (moyen)	1041	Presant et Tupper, 1965
Grande-Bretagne (région non contaminée)	10-150	Southwood, 1983
Grande-Bretagne (région urbaine, Londres)	671	Thornton, 1983
Grande-Bretagne, Shipham (ancienne région minière du XVIII^{e} siècle)	3800	Southwood, 1983
États-Unis, zone plombifère du Missouri, proche des fonderies	30 400 (max)	Wixson, 1977
Ontario, zones proches de fonderies de plomb de deuxième fusion	21 200	Linzon et coll., 1976

Tableau V.IV

Concentrations de plomb dans certains profils de sol
(en µg/g de matière sèche)

I. Sources naturelles : Nouveau-Brunswick, Canada*

Horizon	Gisement sulfuré sous-jacent	Aucun gisement sulfuré
L-H	1041	73
A_e	752	13
B_1	1290	36
B_2	1221	28
C	1431	65

II. Sols contaminés, Kingston, Ontario (fermeture de la fonderie en 1916)**

Profil	Divers sites d'échantillonnage		
Surface	8516	594	11666
1-5 cm	1863	455	3208
5-10 cm	1156	261	167

Sources : * Presant et Tupper, 1965
** Stokes, 1977

de 20 cm ou d'un simple prélèvement de sol en surface. De plus, étant donné que le plomb a tendance à s'accumuler dans la couche d'humus, le fait d'inclure ou d'exclure de cette couche dans l'échantillon de sol aura un effet important sur la concentration observée.

La gestion des sols aura, bien entendu, un autre effet sur les données mesurées. Le travail du sol ou la culture du sol, qui produisent un mélange des sols jusqu'à une profondeur de 10 à 20 cm, aura pour effet de diluer le plomb qui provient de l'atmosphère ou des boues d'épandage; c'est pourquoi les sols agricoles peuvent, toutes choses étant égales, présenter moins de danger que les sols non perturbés.

Les problèmes soulevés par les solutions possibles de décontamination des sols sont traités dans la section VIII. À ce stade, il convient de noter que le danger lié à la présence de plomb dans les sols est fortement influencé par de nombreux facteurs, notamment l'utilisation des terres, le type de sol, les habitudes personnelles, l'âge et la situation socio-économique. Ces facteurs seront repris dans la section VI qui traite des voies de pénétration directe dans l'organisme humain; ils sont également abordés dans le contexte des liens à établir entre la source de plomb et la plombémie.

Les invertébrés et la microflore sont sans aucun doute atteints par la présence de plomb dans le sol. Certaines études portant sur les fonderies confirment ce fait. Ces données sont cependant circonstantielles étant donné

que le plomb est rarement le seul contaminant. Dans une étude du bassin-versant du ruisseau Crooked au Missouri, Watson et coll. (1976) ont démontré que les effets des émissions des fonderies de plomb de première fusion et de la mine de plomb situées dans la zone plombifère appelée New Lead Belt sur les populations d'arthropodes du sol diminuaient avec la distance. Dans des études récentes menées dans les Adirondacks, Siccama et coll., (1980) ont supposé un lien entre l'augmentation du taux de plomb et le ralentissement des processus de décomposition de la litière, mais aucune relation de cause à effet n'a pu être établie. Selon certaines observations, le plomb serait toxique pour les plantes aux concentrations de plomb dans le sol variant de 35 µg/g ("croissance réduite"; Davies, 1978) à 500 µg/g ("toxicité pour les arbres"; Jaworski, 1978). La plupart des données sur la toxicité du plomb pour les plantes résultent d'analyses qui ont porté sur des plantes exposées au plomb du sol, en laboratoire ou en serre, et sur la couverture végétale qui pousse souvent dans des sols contenant plusieurs milliers de parties par million de plomb. La réaction des plantes au plomb varie beaucoup d'une espèce à l'autre, et même entre les plantes d'une même espèce. L'absence ou la disparition de certaines espèces de plantes dans un sol pollué ne constitue qu'une preuve circonstantielle des effets toxiques du plomb dans le sol étant donné que d'autres facteurs tels la modification du pH du sol, la contamination du sol par d'autres métaux et la pollution de l'air, par l'ozone ou l'anhydride sulfureux par exemple, accompagnent habituellement l'augmentation des concentrations de plomb.

Malgré ce qui précède, les études portant sur les fonderies et les zones bordant les routes (tableau V.V) contiennent des données relativement claires sur la toxicité du plomb dans les sols riches en plomb ou sur la sélection de certains écotypes. De telles situations sont très rares ou du moins ne se produisent que dans des circonstances très particulières. Bien qu'elles soient d'une importance scientifique fondamentale, ces situations sont traitées au second plan dans la présente étude où l'on met davantage l'accent sur l'absorption et sur l'accumulation du plomb par les plantes en général. Les plantes absorbent habituellement le plomb du sol sans qu'il y ait manifestation de symptômes toxiques; c'est pourquoi le plomb constitue dans ce cas un type de danger très insidieux pour la santé des consommateurs de ces plantes.

La plupart des travaux de recherche portant sur ce type d'apport, en particulier ceux de la dernière décennie, ont été consacrés aux cultures de légumes. Dans certains travaux effectués dans les années 1970, on s'est penché sur les métaux contenus dans le sol et provenant de boues résiduaires. Chaney et coll. (PWR) passent en revue une quantité importante d'information recueillie dans ce domaine. Les boues résiduaires sont utilisées comme engrais sur les terres agricoles et constituent une source de matières organiques pour le conditionnement du sol. La fraction organique des boues lie les métaux de sorte que le plomb qui entre dans l'usine d'épuration se concentre dans les boues. L'épandage de boues sur le sol, même s'il a pour effet de représenter un net ajout de plomb, peut se traduire par une diminution de l'apport de plomb, parce qu'il y a plus de matière organique capable

Tableau V.V

Exemples de l'évolution de la résistance ou de la tolérance au plomb

Espèces	Effets	Référence
Marchantia polymorpha (Hépatique)	Sa tolérance au plomb varie en fonction de la teneur en plomb du sol	Briggs, 1972
Plantago lanceolata (Plantain lancéolé)	Tolérance au plomb dans les écotypes en bordure des routes	Wu et Antonovics, 1976
Agrostis tenuis (Agrostide)	Résistance au plomb dans les écotypes des terrils de mines de plomb-zinc	Bradshaw, 1952
Anthoxanthum odoratum (Flouve odorante)	Tolérance au plomb des clones dans les terrils de mines de plomb-zinc	Cox, 1976
Asellus merideanus (Isopode aquatique)	Tolérance au plomb dans un cours d'eau contaminé par l'exhaure d'une ancienne mine de plomb-zinc	Brown, 1977

de lier le plomb. Le plomb contenu dans les égouts provient notamment des déchets industriels et du ruissellement des routes vers les égouts pluviaux. Des concentrations de plomb variant de 13 000 à 26 000 µg/g ont été enregistrées dans les boues (Logan et Chaney, 1984); mais comme les gouvernants des pays industrialisés ont reconnu les dangers potentiels que représentent les métaux contenus dans les boues, l'épandage de ces dernières sur les terres agricoles y est réglementé. L'objectif visé est de prévenir la phytotoxicité et le transport des métaux jusqu'à l'organisme humain par l'intermédiaire des légumes et des fruits.

L'accumulation de plomb dans les plantes résultant de l'ammendement des sols par les boues, pour autant que des méthodes appropriées sont utilisées, semble être minime, puisque les concentrations de plomb dans les plantes y sont comparables à celles des plantes qui poussent dans des sols non amendés. Les concentrations de plomb dans la laitue cultivée sur des sols amendés par des boues dont les concentrations de plomb varient de 215 à 865 µg/g n'ont jamais dépassé 3,3 µg/g et aucune relation n'a pu être établie entre les concentrations de plomb dans le sol et les concentrations de plomb dans les plantes (Chaney et coll., PWR). La teneur élevée en matière organique des boues et le pH habituellement neutre des sols agricoles au Canada contribuent à réduire l'apport de plomb dans les plantes qui poussent dans des sols amendés avec des boues. Les directives concernant l'épandage des boues sont abordées dans la section VIII.

Depuis quelque temps, le plomb contenu dans les légumes de jardin soulève quelques inquiétudes. Le regain d'intérêt manifesté pour la culture de légumes en jardin potager ainsi que l'augmentation des travaux de recherche portant sur la toxicité du plomb, ont incité les chercheurs à considérer de nouveau les sols comme voie de pénétration du plomb dans l'organisme humain dans les régions urbaines et industrielles. En fait, il existe peu de preuves du fait que les légumes de jardin pourraient contenir des concentrations élevées de plomb, même dans les sols des centres-villes ou les sols très pollués (tableau V.VI), sauf peut-être dans les feuilles extérieures et les racines qui entrent dans l'alimentation. La contamination peut résulter en partie des éclaboussures de sol sur les feuilles plutôt que de l'apport de plomb aux racines par le sol. Les enfants qui sucent leurs doigts ou qui mangent de la terre (pica) (voir section VIII) constituent une source d'inquiétude beaucoup plus grande. Néanmoins, le plomb provenant de sources anthropiques s'est accumulé et continue de s'accumuler dans les sols servant aux cultures. Quelques estimations quantitatives de cette voie de pénétration ont donc été réalisées.

Les voies de pénétration dans les légumes par l'air font l'objet d'une évaluation en fonction des transformations suivantes :

L'air comme source de plomb dans le sol. L'accumulation de plomb dans le sol dépend des facteurs suivants :

- le taux de dépôt des particules (qui varie en fonction de leurs dimensions)

- la concentration de plomb dans l'air

- l'ajout de matériaux au sol (enfouissement)

- la lixiviation des sols

- l'apport de plomb aux plantes par les sols

- l'ajout de résidus industriels aux sols (recyclage du plomb)

L'EPA (1986) a mis au point un modèle établissant un lien étroit entre les concentrations de plomb dans le sol et les concentrations de plomb dans l'atmosphère (voir le tableau V.VII). Dans le modèle que l'ESSA a mis au point pour la Commission, on présume le même genre de dépendance.

Apport de plomb aux plantes par l'intermédiaire des racines. L'apport par cette voie est faible. On a tenté de le quantifier en utilisant un facteur de concentration (FC) (Chamberlain, 1983) :

$$FC = \frac{\text{Concentration de plomb dans la plante}}{\text{Concentration de plomb dans le sol}}$$

Le FC varie de moins de 0,002 à plus de 0,2 mais dépasse rarement 1,0. Il diminue lorsque la teneur en plomb du sol augmente; il subit également les effets de facteurs physiques et chimiques. Le FC ne fournit pas, cependant, d'indications fiables sur l'apport de plomb à la plante par les racines étant

Tableau V.VI

Concentrations de plomb dans les plantes vivrières en fonction du plomb dans le milieu

Espèces	Type d'étude	Concentrations de plomb (µg/g) dans le milieu	dans les plantes	Référence
Brome	Prélèvement in situ de sols contaminés par les fonderies	680	4,9-34,5	Marten et Hammond, 1966
	Sol en bordure des grandes routes et d'autres voies de circulation	59	2,7-6,5	
	Sol témoin	12	3,0-5,4	
Laitue (partie supérieure)	Sol en bordure des autoroutes	97	20	Rabinowitz, 1974
	" "	280	30	
	" "	1300	80	
Avoine (partie supérieure)	" "	97	125	
	" "	280	125	
	" "	1300	300	
Haricot (partie supérieure)	Expérience + plomb ajouté en solution	1	3,52	Broyer et coll., 1972
(racine)	" "	1	225,74	
Haricot (partie supérieure)	" "	10,0	72,28	
(racine)	" "	10,0	1103,84	
Orge (partie supérieure)	" "	1,0	4,35	
(racine)	" "	1,0	258,88	
Orge (partie supérieure)	" "	10,0	38,43	
(racine)	" "	10,0	2588,75	

Tomate (partie supérieure)	"	"	1,0	1,45
(racine)	"	"	1,0	232,99
Tomate (partie supérieure)	"	"	10,0	6,21
(racine)	"	"	10,0	1467,45

Tableau V.VII

Lien entre les concentrations de plomb dans le sol et les concentrations de plomb dans l'air

	Concentrations de plomb (µg/g)	
	Air	Sol et poussières
En général	0,25	55-200
Source ponctuelle	0,25	100-525
En général	0,5	150-500
Source ponctuelle	0,5	350-800
En général	0,75	275-875
Source ponctuelle	0,75	600-1125
En général	1,0	500-1150
Source ponctuelle	1,0	750-1450

Source : EPA, 1986

donné qu'il peut se produire, en outre, une contamination des parties supérieures de cette plante, en particulier de ses feuilles et de ses tiges qui peuvent recevoir des éclaboussures de sol contaminé au cours de chutes de pluie.

Apport de plomb par les feuilles. Bien que les retombées de plomb sur la surface des plantes, habituellement sur les feuilles, se traduisent par un apport de plomb dans la plante, l'importance relative du sol et des feuilles comme voies de pénétration n'est pas clairement définie. Chamberlain (1983) a proposé d'utiliser le taux d'accumulation (TA) suivant :

$$TA = \frac{\text{Concentration de plomb dans le feuillage } (\mu g/g)}{\text{Concentration de plomb dans l'air } (\mu g/m^3)}$$

Dans les régions urbaines, le TA peut atteindre 20 lorsque le taux de dépôt est de 900 $\mu g/m^2/j$ (Ferguson, 1986). Par extrapolation, le TA serait, dans les régions rurales de l'ordre de 6 (Chamberlain, 1983).

(c) Émissions de plomb par l'intermédiaire de l'eau

La quantité de plomb naturellement présente dans l'eau est très faible comparativement à la quantité de plomb qui résulte d'activités anthropiques. Les déchets industriels de plomb peuvent être rejetés directement dans l'eau, de façon courante ou accidentelle (voir la section III et IV et le tableau V.I). Les données recueillies au Canada sont incluses dans les études portant sur les émissions de TEL observées près de Maitland en Ontario

(Hodson, PWR) et sur les émissions de plomb inorganique provenant de diverses mines de la Nouvelle-Écosse (Westlake et coll., 1982) et du Nouveau-Brunswick (Ray, 1978). Chacune de ces activités a élevé les concentrations de plomb dans l'eau, ce qui a eu semble-t-il des effets nocifs sur le poisson. Toutefois, comme il y a eu en outre dans les deux derniers cas des augmentations de zinc et de cuivre, l'interprétation des effets du plomb sur le poisson s'est avérée très complexe. En ce qui concerne les études sur le terrain, il est important de mettre au point un indicateur biologique spécifique (p. ex. taux de plombémie chez le poisson) afin de corroborer le lien qui existe entre une matière toxique particulière et ses effets potentiels.

En ce qui concerne les systèmes aquatiques, les retombées de plomb atmosphérique et le transport du plomb contenu dans le sol et d'autres surfaces, jouent un rôle beaucoup plus important que les rejets ponctuels de plomb. Par exemple, Leland et coll. (1974) ont évalué que plus de 90 % des quantités de plomb introduites dans le sud du lac Michigan pouvaient être attribuées au plomb entraîné sous forme d'aérosol par précipitations et par ruissellement. Plus récemment, Hodson (PWR) soulignait que le plomb contenu dans le lac Ontario provenait davantage de l'atmosphère que des rejets de mines.

Les concentrations de plomb dans les eaux superficielles sont généralement faibles, de l'ordre de 1-12 µg/L dans les Grands lacs (Hodson, PWR; Jaworski, 1978). Ces concentrations sont habituellement moins élevées dans les eaux marines que dans les eaux douces. La charge globale totale de plomb

des eaux douces est de 1,2 x 10^6 kg, et de 1,4 x 10^9 kg dans les océans (Nriagu, PWR). De plus, Nriagu (PWR) a étudié la répartition verticale du plomb dans l'océan et a indiqué que la concentration de plomb était plus élevée dans les couches superficielles que dans les couches profondes. Enfin, les concentrations de plomb dans les eaux superficielles en Amérique du Nord sont dix fois supérieures à celles des eaux superficielles du Pacifique Sud (Settle et Patterson, 1982; Boyle et Huested, 1983; Bruland et Franks, 1983).

Le dépôt direct de plomb par simple retombée dans l'atmosphère et par entraînement avec les précipitations et par afflux de sédiments en suspension provenant des cours d'eau contribue à accroître la charge de plomb des systèmes aquatiques en fonction du temps. L'ensemble des ajouts de plomb dans les océans de toutes sources a été évalué à 227 x 10^6 kg/an et les pertes à 20 x 10^3 kg/an(Nriagu, PWR).

Certaines études paléoécologiques portant sur le plomb contenu dans des sédiments lacustres indiquent que la première augmentation importante du taux de sédimentation du plomb en Amérique du Nord a commencé il y a environ 100 ans et qu'elle a été suivie d'une autre augmentation au début des années 1940. Une légère diminution a été enregistrée au cours des 15 dernières années (Norton, PWR). En Grande-Bretagne, des travaux de recherche fondés sur des techniques semblables ont montré que la première augmentation a eu lieu beaucoup plus tôt, reflétant l'industrialisation plus ancienne de ce pays. Ce sont la combustion des carburants fossiles et la fonte des métaux

qui ont contribué à accroître les charges de plomb dans les sédiments au cours de la première augmentation des taux de dépôt du plomb. La plus récente augmentation résulte de l'ajout de TEL à l'essence. La diminution qui a été observée au cours de la dernière décennie environ ne peut pas être uniquement attribuée aux mesures visant à diminuer l'utilisation de TEL mais également à refléter une baisse générale des concentrations de plomb atmosphérique dont les causes sont nombreuses (voir figure II.1, section II).

L'une des raisons expliquant la faible concentration générale du plomb dans l'eau est sa tendance à se fractionner dans la phase solide, par précipitation ou par adsorption sur des particules. Par exemple, Kinniburgh et Jackson (1981) ont montré que le plomb était plus fortement adsorbé sur le gel de $Fe(OH)_3$ que le cuivre, le zinc, le nickel, le cadmium ou le cobalt et qu'il ne fallait pas un pH aussi élevé pour libérer la moitié du plomb adsorbé que pour libérer la même quantité d'autres métaux.

La concentration de plomb dans les sédiments du lit des cours d'eau et du fond des lacs varie de moins de 1 µg/g à 950 µg/g (matière sèche), si l'on n'inclut pas les sites très contaminés (Jaworski, 1978); de plus, les sédiments constituent des lieux d'accumulation pour le plomb et d'autres métaux. Bien que la qualité de l'eau sus-jacente profite certainement du fait que le plomb a tendance à se déposer dans les sédiments, de nombreuses questions restent sans réponse sur le cycle du plomb à partir des sédiments, en particulier par l'intermédiaire des biotes installés dans les sédiments, et sur les déplacements du plomb hors des sédiments fluviatiles, lacustres et

finalement océaniques. Il sera question plus loin des processus biologiques et chimiques qui ont pour effet respectivement de stabiliser ou de mobiliser le plomb ainsi que des méthodes de détermination des formes chimiques du plomb contenu dans les sédiments.

Le plomb dans l'eau comme tel, même en concentrations relativement faibles, peut être nocif aux êtres humains et aux biotes. L'eau qui contient du plomb dissous constitue une source alimentaire de plomb pour les personnes qui la boivent, consomment d'autres boissons contenant cette eau, ou bien mangent des légumes bouillis avec cette eau. Dans la plupart des bilans du plomb présent dans l'alimentation, l'eau est identifiée comme une source plutôt négligeable (p. ex. EPA, 1986) sauf lorsque les principales déviations par rapport aux taux de base sont dues au plomb ajouté à l'eau du réseau de distribution ou de traitement de l'eau (voir les sections II, III et VIII).

L'une des autres sources potentielles de plomb pour l'organisme humain par la voie de l'eau est la consommation de poissons et de crustacés. Les algues peuvent également contribuer à la présence de plomb dans la chaîne alimentaire,dans certaines régions géographiques et chez certains groupes culturels. Les effets toxiques du plomb sur les biotes peuvent également toucher les écosystèmes aquatiques et la faune sauvage; le plomb peut également avoir des effets socio-économiques. Il existe de nombreuses données sur la plupart de ces répercussions, mais peu de données utiles sur le rapport dose-réponse.

Les gammes de concentrations de plomb toxiques pour les algues, les invertébrés et les poissons varient beaucoup, même à l'intérieur d'un groupe d'organismes donnés. Hodson (PWR) en a récemment dressé une liste (tableau V.VIII). Ces différences peuvent s'expliquer par des variations de la chimie du plomb dans l'eau, mais également par les différences réelles que présentent les diverses espèces d'organismes dans leurs réactions vis-à-vis du plomb.

La chimie du plomb dans les eaux naturelles a été analysée par Jaworski (1978) qui a traité des aspects théoriques et analytiques de la spéciation du plomb. La tendance du plomb à former des complexes avec des ligands organiques ou inorganiques et la dépendance de la solubilité et de la spéciation des composés du plomb vis à vis du pH et du pE (potentiel d'oxydation) font qu'un certain nombre d'études sur la toxicité du plomb dans les eaux naturelles ou dans des milieux non précisés sont difficiles à interpréter. De plus, les plombs alkyles sont beaucoup plus toxiques et biodisponibles que les composés de plomb inorganiques (Hodson, PWR). L'alkylation du Pb (II) dans l'environnement demeure une question très controversée, tandis que la méthylation du Pb (IV) semble généralement admise (Chau, PWR).

En général, les essais récents visant à intégrer les points finaux dans les tests de toxicité, tels les taux de production de la biomasse d'après Borgmann et coll., 1978), indiquent des concentrations limites de 48 µg/L pour l'escargot et 100 µg/L pour le zooplancton, donc des concentrations dépassant celles observées dans la plupart des eaux superficielles. Toute-

Tableau V.VIII

Exemples de la toxicité du plomb pour les organismes aquatiques

Organisme	Concentration ayant des effets toxiques (µg/L)
Algue	10 - 100 000
Invertébrés	28 - 71 000
Poisson (CL_{50})*	200 - 542 000

* Concentration léthale de 50 % pour la population témoin.

Source : Hodson, PWR

fois, Hodson (PWR) a relevé des effets comportementaux chez le poisson à des concentrations de plomb beaucoup plus faibles, c.-à-d. de 3,8 à 10 µg/L, concentrations qui ne sont pas rares dans les zones industrielles ou très urbanisées. À Maitland en Ontario où l'on a déversé du TEL dans le fleuve Saint-Laurent, la plombémie chez les poissons des tronçons touchés a atteint près de 649 µg/L comparativement à 48 et 64 µg/L dans les régions témoins (Hodson, PWR). Il ne semble pas actuellement que le poisson et les autres biotes aquatiques risquent d'être intoxiqués par le plomb; cependant, il faudrait recueillir plus d'information sur les émissions ponctuelles et le plomb alkyle.

Les taux de plomb dans le sang, le foie ou les reins sont souvent le résultat d'une exposition et ils peuvent parfois être toxiques. Cet aspect de l'intoxication des biotes par le plomb en est encore aux étapes initiales d'analyse. Il ressort clairement toutefois que le plomb ne s'accumule pas dans les parties comestibles (muscles) du poisson. Ce fait est évidemment très important lorsqu'on aborde la question de la qualité du poisson dans l'alimentation humaine. On a également constaté dans les études portant sur le plomb dans les systèmes aquatiques que le plomb n'est pas bioamplifié. Le taux de plomb chez les producteurs primaires est généralement supérieur au taux de plomb chez les consommateurs primaires; de plus, les prédateurs au sommet de la chaîne alimentaire, le taux de plomb par poids unitaire est le plus bas en général. En effet, le terme "biominification" (diminution systématique de la concenttration à mesure que l'on passe d'un niveau trophique à l'autre) désigne le comportement du plomb dans les chaînes alimentaires.

La source de plomb dans l'eau potable est non seulement l'eau, mais également certains éléments alimentaires, constitués notamment d'autres biotes, de détritus ou de particules inorganiques. Hodson et coll., (1983) et Czanneski (1985), entreautres, ont montré que les poissons de fond (benthique) ont une charge corporelle de plomb supérieure à celle des poissons pélagiques habitant le même sytème aquatique. Les invertébrés benthiques sont les organismes dont le potentiel d'exposition au plomb est le plus élevé, étant donné que leur milieu contient généralement les plus grandes concentrations de plomb et qu'ils se nourrissent dans ou sur la phase solide des sédiments.

L'exposition au plomb contenu dans les sédiments peut avoir des effets toxiques qui se traduisent soit par la mort de l'espèce (c.-à-d. changements dans la structure de l'écosystème), soit par la bioconcentration (absorption) du plomb, soit par les deux. L'exposition au plomb du benthos est intéressante à étudier pour trois raisons principales. D'abord, les mollusques et les crustacés marins ou parfois dulçaquicoles entrent dans l'alimentation humaine. Deuxièmement, le benthos joue un rôle crucial dans le cycle du carbone et d'autres éléments nutritifs importants dans les systèmes aquatiques. Troisièmement, d'un point de vue pratique, le benthos peut être utilisé comme bio-indicateur du plomb dans les systèmes aquatiques.

Une petite partie seulement du plomb total contenu dans l'eau et les sédiments pénètre dans les chaînes alimentaires. Parmi les facteurs qui tendent à réduire l'absorption du plomb à partir des sédiments, il y a la

teneur élevée en carbones organiques et en oxydes de fer. Par exemple, dans le cadre d'une étude portant sur le bivalve limivore Scrobicularia plana, qui vit dans les sédiments de quatre estuaires du Royaume-Uni, Luoma et Bryan (1978) ont montré qu'il était plus facile de préciser le taux de plomb chez cet animal en utilisant le rapport plomb-fer des sédiments qu'en utilisant le plomb total ou tout autre fraction mesurée de plomb dans les sédiments.

Malheureusement, il n'est pas possible de prédire avec précision la quantité de plomb bioaccumulé par les animaux benthiques. Tel qu'illustré dans le tableau V.IX, il existe des différences de bioconcentration de plomb entre les individus d'une même espèce et entre les espèces. Même au sein d'une classe alimentaire (groupe d'organismes ayant les mêmes habitudes alimentaires), on peut constater, en ce qui concerne les organismes filtreurs par exemple (voir tableau V.IX), que l'accumulation maximale de plomb par les huîtres est de beaucoup inférieure à celle des moules. De même, en comparant deux espèces de palourdes limivores du tableau, on constate que Macoma balthica ne contient jamais plus de 60 µg/g de plomb tandis que S. plana qui niche dans un milieu écologique similaire contient des concentrations de plomb pouvant atteindre plusieurs milliers de microgrammes par gramme. Notre connaissance insuffisante des mécanismes d'absorption des métaux nous empêche de prédire de façon précise les concentrations. En général, les aliments issus de systèmes aquatiques susceptibles de contenir des sédiments contaminés devraient être vérifiés. Les taux de plomb élevés chez les crustacés et coquillages dépassent en général ceux relevés dans les muscles des poissons (tableau V.X), et les taux de plomb de certains crustacés et

Tableau V.IX

Concentrations de plomb dans les sédiments et les espèces de différentes classes alimentaires de trois estuaires

Échantillon	Concentration de plomb (µg/g de matière sèche) Estuaire Severn	Estuaire West Looe	Île de Man
Sédiment	88	104	3200
Espèces limivores			
Scrobicularia plana	9	189	3000
Macoma balthica	3	61	
Nereis diversicolor		25	
Organismes filtreurs			
Mytilus edulis		45	198
Cerastroderme edule		5	371
Mya arenaria			2222
Organismes Brouteurs			
Littorina littorea	4	17	
Patella vulgata	10	30	
Algues			
Fucus vesiculosus	3	17	

Source : Luoma, PWR

coquillages d'eaux marines (estuariennes) peuvent dépasser le niveau acceptable pour la consommation humaine.

Les effets du plomb sur la structure et la fonction des écosystèmes aquatiques sont loin d'être élucidés. La plupart des études fournissent des informations sur les charges corporelles de plomb (habituellement en fonction de sources ponctuelles ou de complexes urbains) dans les chaînes alimentaires fluviales, lacustres et estuariennes; ces charges ont certainement un rapport avec les concentrations de plomb dans l'eau et dans les sédiments; cependant, les études sur le terrain permettent rarement d'attribuer à la présence du plomb comme tel les changements qui se produisent dans la structure des chaînes alimentaires et la disparition de certaines espèces. La plupart des études qui ont été effectuées visent des régions très contaminées, notamment par l'exploitation minière et la fonte du plomb. Tout comme d'autres études semblables portant sur des écosystèmes terrestres, il n'est pas facile de déterminer les effets particuliers du plomb du fait que d'autres métaux sont présents et que d'autres changements physiques ou chimiques importants accompagnent souvent la contamination.

En résumé, peu de données ont été relevées à l'extérieur des zones gravement contaminées confirmant que les biotes pélagiques ou benthiques subissent des transformations biologiques à cause de la présence de plomb. Il n'en reste pas moins que la charge de plomb dans les sédiments des eaux douces et salées, en particulier dans les estuaires, est très élevée à certains endroits; c'est pourquoi il faut élaborer des stratégies visant à

Tableau V.X

Taux de plomb dans les poissons et les crustacés et coquillages (non mis en conserve) qui peuvent être consommés par les humains

Organisme/endroit	Taux de plomb (µg/g)	Référence	Observation
Crabes, Pays de Galles	0,2-0,3 (frais)	MAFF, 1982)	Organisme entier ou pince
Crabes, Écosse	0,1-0,74 "	)	)
Moules, Pays de Galles	0,2-35,0 "		Tissus mous
Moules, Écosse	0,2-6,4 "		
Pile, R.-U.	0,13-1,16 "		
Poisson blanc, R.-U.	0,32-0,52 "		
Huître américaine	7,1 (séchée)	Jaworski, 1978	
Huîtres, côte est des États-Unis	4,7 "		
Huîtres, côte ouest des États-Unis	7,0 "		
Moules, États-Unis	8,4 "		Concentrations beaucoup plus élevées lorsque le Pb est ajouté dans le cadre d'une expérience
Truite de ruisseau	0,37-0,64		
Truite de ruisseau	1,1-5,8		Contaminée par les gaz d'échappement des motoneiges.
Carpe, F. Saint-Laurent, Maitland	0,21-57,0	Hodson et coll., 1984	Carcasse vidée
	0,53-3,4		" "
Carpe, F. Saint-Laurent, Johnstown			

Meunier noir, F. Saint-Laurent, Maitland	0,08-3,8	"	"
Meunier noir, F. Saint-Laurent, Johnstown	0,20-1,5	"	"
Grand brochet, F. Saint-Laurent, Maitland	0,13-0,57	"	"
Grand brochet, F. Saint-Laurent, Johnstown	moyenne géométrique = 0,01	"	"
Carpe, Lac Huron	0,04-0,08	Muscles	
Carpe, R. St-Clair	0,11-2,19	"	

Nota : Ancienne norme canadienne pour la consommation humaine : 10 µg/g de poids frais pour les poissons et les crustacés et coquillages (abandonnée mais non remplacée); norme actuelle pour la consommation humaine : 3 µg/g de poids frais pour le poisson (OMS, 1972).

évaluer les dangers potentiels de cette contamination. Il est recommandé à cette fin d'utiliser des bioindicateurs, c.-à-d. des organismes qui, en accumulant un élément, permettent en quelque sorte d'en mesurer la disponibilité et la dose. Une série d'études bien connues, appelées Mussel Watch (Observation des moules) (Farrington et coll., 1983) ont montré comment il est possible d'obtenir de l'information sur la disponibilité relative du plomb et de nombreux autres contaminants dans différents sites en procédant à des prélèvements et à des analyses normalisées de la moule marine Mytilus edulis. De même, en utilisant un organisme qui entre également dans l'alimentation humaine, on pourrait disposer d'un moyen d'avertissement rapide à propos d'une teneur excessive en plomb d'aliments contenant cet organisme. Aucune surveillance biologique généralisée du plomb n'a été réalisée dans les écosystèmes d'eaux douces bien qu'il existe des organismes s'y prêtant et que certains chercheurs aient réalisé des études portant entres autres sur les Grands Lacs (Jackson, 1985).

4. Les retombées acides peuvent-elles avoir des effets sur la santé humaine par l'intermédiaire du plomb?

Les mouvements du plomb dans l'environnement sont liés aux retombées acides de deux façons. D'une part, l'ajout net de plomb peut résulter du transport à grande distance du métal dans les masses d'air contaminées, suivies de retombées avec la pluie, la neige et le brouillard ou sous forme de particules sèches et de gaz. Ces retombées peuvent endommager les surfaces réceptrices, notamment les toitures, les revêtements asphaltés, les

grandes routes, la végétation, les sols ou les eaux superficielles. Le plomb mobilisé dans l'air provient principalement des industries. Bien qu'une grande partie de ce plomb tombe près de la source, une certaine quantité est aéroportée (Atmosphère-Biosphère, 1981). Les courbes isolignes des concentrations de plomb dans les pluies (figure V.1) ont une configuration semblable à celles des concentrations en ions d'hydrogène (figure V.2), ce qui atteste du fait qu'il ne s'agit pas simplement d'un problème local mais d'un problème de transport atmosphérique sur de grandes distances.

D'autre part, la mobilisation du plomb peut se produire par suite de l'acidification des sols, de la végétation et des eaux superficielles, en somme de toute surface réceptrice. Cette acidification peut résulter d'un dépôt acide dans un milieu où la capacité de tamponnage naturelle est faible. La solubilité et la spéciation chimique du plomb dépendent fortement du pH (Campbell et Stokes, 1985). Plus le pH est bas (c.-à-d. plus l'eau est acide), plus le plomb est biologiquement disponible. Lorsque le pH est bas, la quantité totale de plomb dissous augmente, mais cette augmentation n'est pas apparente tant que le pH n'est pas inférieur à 4,0 (Davies et coll., 1982). Ce plomb mobilisé peut provenir des retombées décrites dans le paragraphe précédent ou se trouver à l'état naturel dans le sol et les roches.

La plus simple manifestation de ces processus se traduit par la dépendance des quantités de plomb total contenues dans les eaux superficielles vis-à-vis du pH (p. ex., Dixon, 1980) (figure V.3). Les effets réels du plomb sur les écosystèmes ou la santé n'ont pas été démontrés de façon uni-

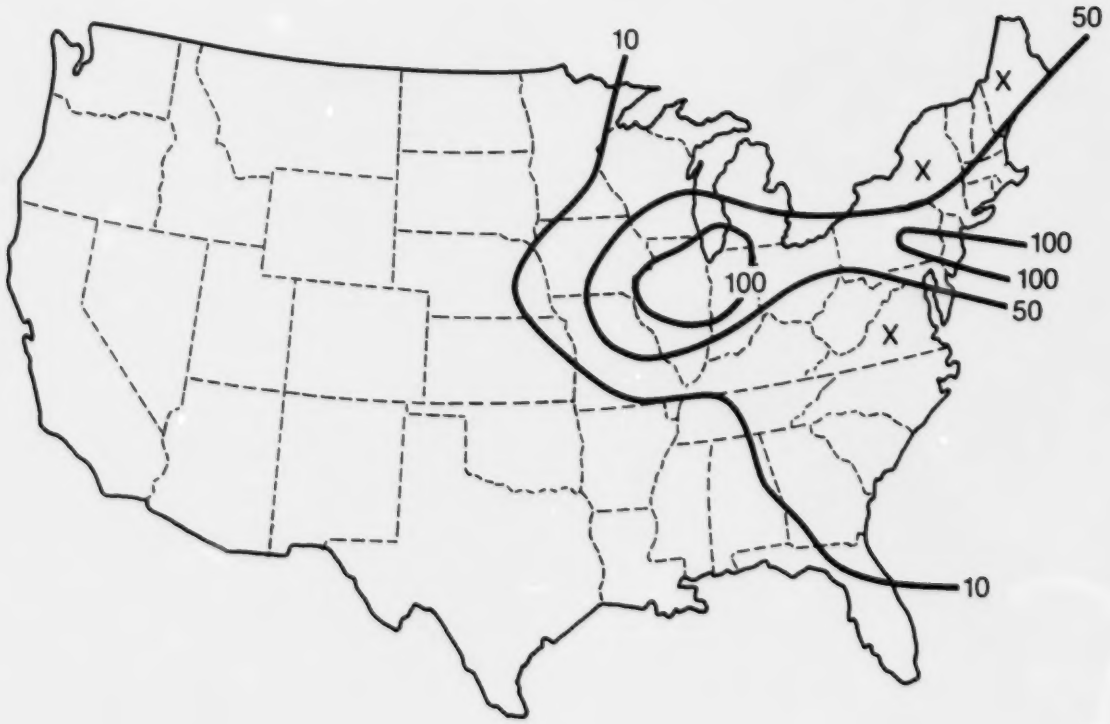


Figure V.1. Dépôt moyen de plomb résultant de la précipitation sur la partie continentale des États-Unis. De septembre 1965 à mars 1967 (en gramme par hectare par mois)

Source: Atmosphère-Biosphère, 1981

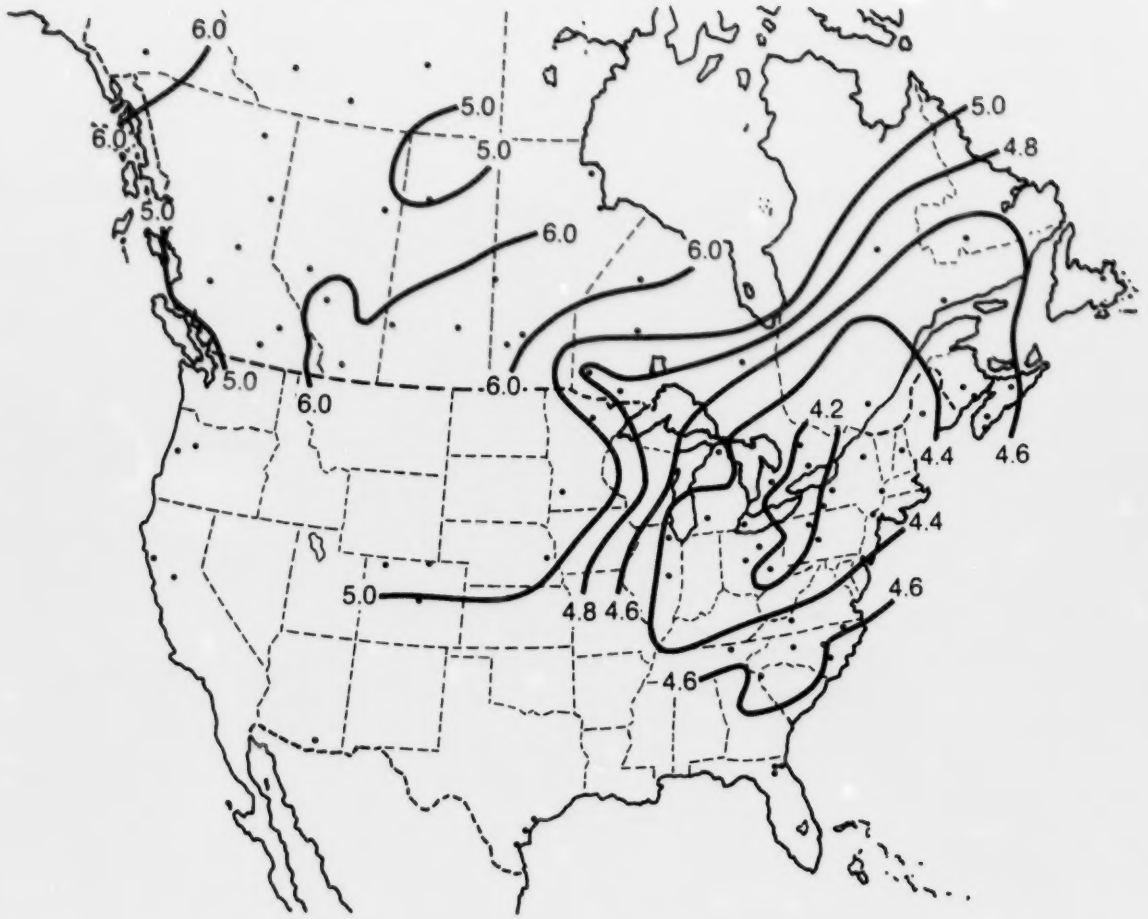


Figure V.2. pH annuel moyen des précipitations aux États-Unis et au Canada, 1979-1980.

Source: Atmosphère-Biosphère, 1981

voque, mais il est possible de les prédire d'après les modèles décrivant le comportement chimique du plomb et d'après la toxicité et la tendance de ce métal à s'accumuler biologiquement. Au chapitre de l'acidification, nous nous bornerons à traiter des effets directs et indirects du plomb sur la santé humaine.

(a) Le plomb dans l'eau potable

La concentration médiane de plomb dans les eaux potables aux États-Unis est de 10 ug/L mais elle peut atteindre plus de 50 ug/L dans certaines régions (EPA, 1980). Cette concentration élevée de plomb est attribuable au fait que l'eau qui est très douce et dont le pH est faible entre en contact avec la tuyauterie au plomb ou soudée au plomb dans le réseau de distribution d'eau, comme celui de la région métropolitaine de Boston (NFEAC, 1982). Il est possible de se débarrasser du plomb et des autres métaux dissous, en faisant couler l'eau du robinet pendant quelques minutes après chaque période de non-utilisation.

Au Canada, des relevés nationaux effectués récemment et relatifs à l'eau potable ont indiqué des concentrations médianes de plomb de moins de 1 µg/L et une gamme récente de concentrations de moins de 1 µg/L à 7 µg/L (Méranger et coll., 1979, 1981; Quinn, 1986). La norme pour l'eau potable aux États-Unis et au Canada est de 50 µg/L. Dans les régions où les réservoirs et les tuyaux sont fabriqués en plomb, l'eau du robinet peut contenir plusieurs centaines de µg/L de plomb et parfois dépasser 1 000 µg/L de plomb (Beattie

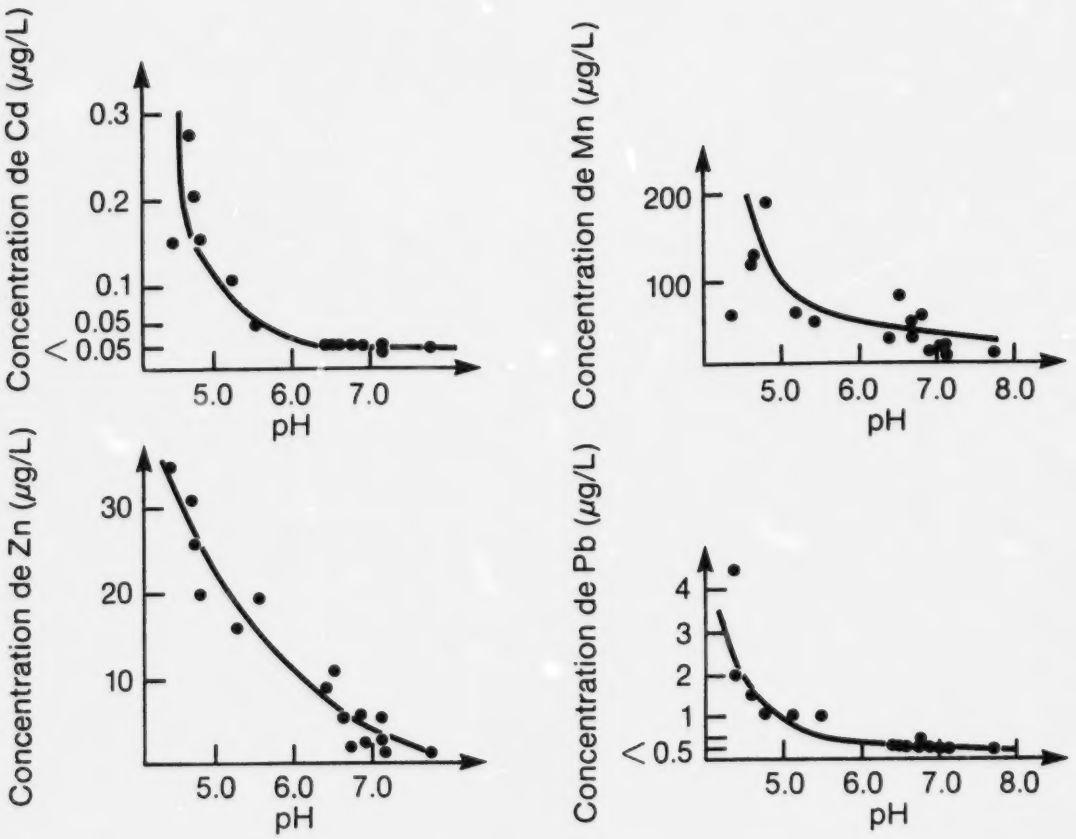


Figure V.3. Métaux contenus dans 16 lacs de la côte ouest de la Suède où les retombées de métaux sont semblables, mais où le pH est différent, décembre 1978. Source: Dixon, 1980.

et coll., 1972). La lixiviation du plomb des tuyaux de plastique a été observée à quelques reprises (p. ex. Heusgem et DeGraeve, 1973); la source était probablement la stéarate de plomb qui est utilisé dans la fabrication des plastiques polyvinyles. L'eau courante en général contient beaucoup moins de plomb que le premier jet d'eau qui a séjourné pendant quelque temps dans les tuyaux, durant la nuit, par exemple. Quelques cas d'exposition au plomb contenue dans l'eau potable contaminée ont été observés dans les Adirondacks (É.-U.) causant une plombémie pouvant atteindre 59 µg/dL (Moskowitz et coll., 1986).

Évacuer l'eau contenue dans les conduites permet de se débarrasser du plomb mobilisé par l'eau acide mais cette méthode ne convient pas aux autres sources de plomb qui contaminent l'eau potable. On utilise encore dans certaines régions des citernes pour recueillir l'eau de pluie sur les toits, notamment dans l'ouest de la Pennsylvanie, en Ohio et dans certaines parties des provinces Maritimes et des Prairies. Le plomb dans ces citernes provient principalement de retombées atmosphériques qui ruissellent sur le toit avant de s'accumuler dans la citerne, principalement par sédimentation. Dans les régions rurales où l'on utilise des systèmes non pourvus de dispositifs visant à empêcher la suspension de plomb dans l'eau de la citerne, la teneur en plomb de l'eau potable peut dépasser la norme de 50 µg/L. Young et Sharp (1984) ont indiqué dans une étude qu'ils ont effectuée en Pennsylvanie, que dans les 40 citernes de toit étudiées, la concentration était supérieure à la norme imposée. Au Canada, on trouve des citernes de toit dans les Maritimes et dans certaines régions de l'ouest du Canada. Aucun problème récent n'a

été signalé à la Commission relativement à ces régions; aucune étude systématique ne semble non plus avoir été réalisée au Canada sur les réservoirs de toit.

En régions rurales, les habitants et les propriétaires de chalets qui utilisent l'eau d'un lac comme eau potable peuvent s'assurer en faisant faire des tests bactériologiques que leur eau n'est pas contaminée. Toutefois, la concentration de plomb dans l'eau potable n'est habituellement pas mesurée si l'on utilise comme eau potable les eaux de surface acides, il se peut que la teneur en plomb et en d'autres métaux soit très élevée. Bien entendu, le fait de faire couler l'eau du robinet ne permettra pas de résoudre ce problème.

Malheureusement, il existe peu de données quantitatives établissant un rapport entre le plomb contenu dans l'eau potable et les retombées acides même s'il en existe beaucoup sur la teneur en plomb de l'eau potable. Toutefois, les données non publiées sous-entendent en général que le réseau de distribution constitue la principale source de plomb dans l'eau potable (Norton, 1985).

(b) Le plomb contenu dans les poissons vivant en eaux acides

Depuis des décennies, on sait que la concentration de mercure dans les muscles des poissons est inversement proprotionnelle au pH de l'eau de surface, même en l'absence de mesures de la pollution par le mercure (Lindqvist

et coll., 1984). Certains autres métaux dont la concentration peut augmenter en eaux acides ont récemment fait l'objet d'études. Les charges corporelles de plomb chez le poisson peuvent comme dans le cas du mercure être proportionnellement inverses au pH de l'eau (Wiener, 1983; Suns, 1985). De plus, des études en laboratoire ont montré une accumulation croissante de plomb inorganique chez le poisson qui est propotionnelle à une diminution du pH (Merlini et Pozzi, 1977; Hodson et coll., 1978a). Toutefois, contrairement au mercure, le plomb ne se concentre pas dans la chair comestible du poisson (tissus musculaires axiaux) mais plutôt dans les tissus et les organes généralement non consommés par l'homme, c'est-à-dire dans les reins, le foie et les os (Hodson et coll., 1978b; Kumada et coll., 1980; Fjerdingstad et Nilssen, 1983). Par conséquent, le plomb contenu dans le poisson, bien qu'il indique certaines modifications du cycle biogéochimique du plomb par suite d'acidification, ne sera pas perçu comme un danger pour la santé. L'acidification des eaux de surface ne semble pas, si l'on se base sur les données actuelles, être la cause de toute intoxication par le plomb du poisson et des autres organismes aquatiques.

5. Incidence des dépôts acides sur les surfaces extérieures

Toutes les surfaces peintes subissent les effets des conditions météorologiques et les modifications chimiques et physiques qui en résultent sont bien connues (Ter Haar et Aronow, 1974). L'effet corrosif des dépôts acides sur les surfaces extérieures contenant de la peinture au plomb peut accélérer le processus de détérioration (Malone, 1984). le plomb contenu dans les

peintures des surfaces extérieures peut s'introduire dans les sols et se mélanger à la poussière et exposer ainsi les enfants au plomb. Il ne semble pas que l'on ait tenté de quantifier ce transfert.

Bibliographie

Atmosphere-Biosphere, 1981. Interactions : Toward a Better Understanding of the Ecological Consequences of Fossil Fuel Combustion. Committee on the Atmosphere and the Biosphere, Board on Agriculture and Renewable Resources, Commission on Natural Resources. National Academy Press, Washington, DC.

Beattie, A.D., Moore, M.R. et Goldberg, A., 1972. Tetraethyl lead poisoning. Lancet, 2:12-15.

Borgmann, U., Kramar, O. et Loveridge, C., 1978. Rates of mortality, growth and biomass production of Lymnaea palustris during chronic exposure to lead. J. Fish. Res. Board Can., 35:1109-1115.

Boyle, E. and Huested, S., 1983. Aspects of the surface distribution of copper, nickel, cadmium et lead in the North Atlantic and North Pacific. In : C.S. Wong, E. Boyle, K.W. Bruland, J.D. Burton and E.D. Goldberg (eds.), Trace Metals in Sea Water. Plenum Press. pp. 379-396.

Bradshaw, A.D., 1952. Populations of Agrostis tenuis resistant to lead and zinc poisoning. Nature (Londres), 169:1098.

Briggs, D., 1972. Population differentiation in Marchantia polymorpha in various lead pollution levels. Nature (Londres), 238:166-167.

Brown, B.E., 1977. Uptake of copper and lead by metal-tolerant isopod Asellus meridianus (Rac.), Freshwater Biol., 1:235-244.

Broyer, T.C., Johnson, C.M. et Paul, R.E., 1972. Some aspects of lead in plant nutrition. Plant Soil, 36:301-313.

Bruland, K.W. et Franks, R.P., 1983. Mn, Ni, Zn and Cd in the western North Atlantic. In: C.S. Wong, E. Boyle, K.W. Bruland, J.D. Burton and E.D. Coldberg (eds.), Trace Metals in Sea Water. Plenum Press. pp. 395-414.

Campbell, P.G.C. et Stokes, P.M., 1985. Acidification and toxicity of metals to aquatic biota. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 42:2034-2049.

Chamberlain, A.C., 1983. Fallout of lead and uptake by crops. Atmos. Environ., 17:693.

Chamberlain, A.C., 1986. Communication personnelle.

Cominco Ltd., 1985. Présentation à la Société royale du Canada, Commission d'étude du plomb dans l'environnement.

Cox, R.M., 1976. Properties of some enzymes of zinc-tolerant and non-tolerant clones of Antheranthum odoratum. PhD Thesis, University of Liverpool, UK.

Czanneski, J.M., 1985. Accumulation of lead in fish from Missouri streams impacted by lead mining. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 34:736-745.

Davies, B.E., 1978. Plant available lead and other metals in British garden soils. Sci. Total Environ., 9:243-262.

Davis, A.O., Galloway, J.N. et Nordstrom, D.K., 1982. Lake acidification : Its effect on lead in the sediment of two Adirondack lakes. Limnol. Oceanogr., 27:163-167.

Dixon, W., 1980. Properties of acidified waters. In : D. Drablos and A. Tollan (eds.), Ecological Impact of Acid Precipitation. Proc. Int. Conf., Sandefjord, Norvège. Oslo-Aas, Norvège, SNSF 75-83.

EPA, 1980. Ambient Water Quality Criteria for Lead. Office of Water Regulation and Standards, Criteria and Standards Division, Washington, D.C.

EPA, 1986. Review of the National Ambient Air Quality Standards for Lead : Assessment of Scientific and Technical Information. OAQPS Draft Staff Paper, February.

Farrington, J.W., Goldberg, E.D., Risebrough, R.W., Martin, J. and Bowen, V.T., 1983. US "Mussel Watch" 1976-1978 : An overview of the trace-metal, DDE, PCB, hydrocarbon and artificial radionuclide data. Environ. Sci. Technol., 17:490-496.

Fergusson, J.E., 1986. Lead : petrol lead in the environment and its contribution to human blood lead levels. Sci. Total Environ., 50:1-54.

Fjerdingstad. E., et Nilssen, J.P., 1983. Heavy metal distribution in Norwegian acidic lakes : A premilinary record. Arch. Hydrobiol., 96(2):190-204.

Froslie, A., Nortein, G., Rambaek, J.P. et Steinnes, E., 1984. Levels of trace elements in liver from Norwegian moose, reindeer and red-deer in relation to atmospheric deposition. Acta. Vet. Scand., 25:333-345.

Gydesen, H., Pilegaard, K., Rasmussen, L. et Ruhling, A., 1983. Moss analysis used as a means of surveying the atmospheric heavy metal deposition in Sweden, Denmark and Greenland. Statens naturvardsverk, 1670, 44 pp.

Heusgem, C., et DeGraeve, J., 1973. Importance de l'apport alimentaire du plomb de l'est de la Belgique. In : Proc. Int. Symp. on the Environmental Health Aspects of Lead, Amsterdam, Octobre, Commission des communautés européennes.

Hodson, P.V., Blunt, B.R. et Spry, D.J., 1978a. Chronic tocicity of water-borne and dietary lead to rainbow trout (Salmo gairdneri) in Lake Ontario water. Water Res. 12:869-878.

Hodson, P.V., Blunt, B.R. et Spry, D.J., 1978b. pH-induced changes in blood lead of lead-exposed rainbow trout (Salmo gairdneri). J. Fish. Res. Board Can., 35:437-445.

Hodson, P.V., Blunt, B.R. et Whittle, D.M., 1983. Suitability of a biochemical method for assessing the exposure of feral fish to lead. In : W.E. Bishop, R.D. Cardwell and B.B. Heidolph (eds.). Aquatic Toxicology and Hazard Assessment. ASTM Spec. Tech. Publ. 862. American Society for Testing and Materials. pp. 389-405.

Hodson, P.V., Wong, P.T.S., Chau, Y.K. et Whittle, D.M., 1985. Lead Contamination of Fish in the St-Lawrence and St. Clair Rivers. Draft Internal Report, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, (rapport joint à la présentation de Santé et Bien-être social Canada à la Société royale du Canada, Commission d'étude du plomb dans l'environnement).

Jackson, M., 1985. The Dominant Attached Filamentous Algae of Lake Huron : Field Ecology and Biomonitoring Potential 1980. Ministère de l'Environnement de l'Ontario, Toronto.

Jaworski, J.R. 1979. Effets du plomb dans l'environnement, 1978, aspects quantitatifs. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement. Conseil national de recherches du Canada. Publ. NRCC 16736. 779 pp.

Kinniburgh, D.G. et Jackson, M.L., 1981. Cation adsorption by hydrous metal oxides and clay. In : M.A. Anderson and A.J. Rubins (eds.), Adsorption of Inorganics at Solid-Liquid Interfaces, Ann-Arbor Science Publ., Ann Arbor, Michigan. pp. 91-160.

Kumada, H., Kinimura, S. et Yokote, M., 1980. Accumulation and biological effects of cadmium in rainbow trout. Bull. Jpn. Soc. Sci. Fish., 46:97-103.

Lannefors, H., Hanson, H.C. et Granat, L., 1983. Background aerosol composition in southern Sweden - fourteen micro and macro constituents measured in seven particle size intervals at one site during one year, Atmos. Environ., 17:87-101.

Leland, V.H., Shukla, S. et Shimp, N.F., 1974. Factors affecting distribution of lead and other trace elements in sediments of southern Lake Michigan. In : P.C. Singer (ed.), Trace Metals and Metal-Organic Interactions in Natural Waters, Ann Arbor Science Publ., Ann Arbor Michigan. pp. 89-129.

Lindqvist, O.A., Jernelov, K. et Rodhe, H., 1984. Mercury in the Swedish Environment : Global and Local Sources. National Swedish Environment Protection Board Report, SNV PM 1816 Solna, Suède.

Linzon, S.N., Chai, B.L., Temple, P.J., Pearson, R.G. et Smith, M.L., 1976. Lead contamination of urban soils and vegetation by emissions from secondary lead industries. J. Air Pollut. Control Assoc., 26:650-654.

Logan, T.J. et Chaney, R.L., 1984 Utilization of municipal wasterwater and sludge on land-metals. In : Proc. 1983 Workshop on Utilization of Municipal Waster Water and Sludge on Lead. University of California, Riverside, Californie. pp. 235-326.

Luoma, S.N. et Bryan, G.W., 1978. Factors controlling the availability of sediment-bound lead to the estuarine bivalve Scrobiculaoria plana. J. Mar. Biol. Assoc. R.-U., 58:793-862.

MAFF, 1982. Survey of Lead in Food : Second Supplementary Report. Ministry of Agriculture, Fisheries and Food. Her Majesty's Stationery Office. 59 pp.

Malone, T.E., 1984. A Report to the House Committee on Appropriations on the Potential Human Health Effects of Acid Rain. National Institutes of Health, Department of Health and Human Services. 32 pp.

Marten, G.C. et Hammond, P.B., 1966. Lead uptake by bromegrass from contaminated soils. Agron. J., 58:553-554.

Martin, M.H. et Coughtrey, P.J., 1982. Biological Monitoring of Heavy Metal Pollution. Applied Science Publ., Londres. 475 pp.

Méranger, J.C., Subramaniam, K.S. et Chalifoux, C., 1979. A national survey for Cd, Cr, Cu, Pb, Zn, Ca, and Mg in Canadian drinking water supplies. Environ. Sci. Technol., 13:707.

Méranger, J.C., Subramaniam, K.S. et Chalifoux, C., 1981. Survey for Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn, Ca and Mg in Canadian drinking water supplies. J. Assoc. Off. Anal. Chem., 64:44.

Merlini, M., et Pozzi, G., 1977. Lead and freshwater fishes : Part 1 - Lead accumulation and water pH. Environ. Pollut., 12:167-172.

Moskowitz, P.D., Coveney, E.A., Hamilton, L.D., Kaplan, E. et Medeiros, W.H., 1986. Identifying Human Populations at Risk From Acid Deposition Mobilized Materials in Drinking Water Supplies : a Preliminary Pilot Study. Biomedical and Environmental Assessment Division, Department of Applied Science, Brookhaven National Laboratory, Upton, New York. Water Quality Bulletin, Vol. 11, Environment Canada. p. 12.

NFEAC, 1982. Assessment of the Safety of Lead and Lead Salts in Food. Nutritional Foundations Expert Advisory Committee, The Nutrition Foundation, Inc., New York.

Norton, S.A., 1985. Communication personnelle. Department of Geology, University of Maine, Orono.

OMS, 1972. Evaluation of certain food additives and of the contaminants mercury, lead and cadmium. Sixteenth report of the Joint FAO/WHO expert committee on food additives. Organisation mondiale de la santé, Genève, 33 pp.

Presant, E.W. et Tupper, W., 1965. Trace elements in some New Brunswick soils. Can. J. Soil Sci., 45:305-310.

Quinn, S.O., 1986 : Acidic deposition, trace contaminants and their indirect human health effects : research needs. In : Proc. Workshop held at Topridge Conference Center in Adirondack Mountains, New York, juin 1984. Publié par l'EPA sous EPA/600/9-86/002.

Rabinowitz, M.B., 1974. Lead contamination of the biosphere by human activity : a stable isotope study. University Microfilms 74-Z1 115. Thèse, University of California, Los Angeles, Californie. 120 pp.

Radziuk, B., Van Loon, J.C., Thomassen, Y. et Chau, Y.K., 1979. Determination of alkyllead compounds in air by gas chromatography. Anal. Chim. Acta, 105:255.

Ratcliffe, D. et Beeby, A., 1980. Differential accumulation of lead in living and decaying grass on roadside verges. Environ. Pollut. (A), 19:279-286.

Ray, S., 1978. Bioaccumulation of lead in Atlantic salmon (Salmo salar). Bull. Environ. Contam. Toxicol., 19:631-636.

Rinne, R.J., 1986. Recommended Soil Clean-up Criteria for Decommissioning of Industrial Lands - Background and Rationales for Development. Draft Report, Ministère de l'Environnement de l'Ontario.

Ruhling, A. et Tyler, G., 1968. An ecological approach to the lead problem. Bot. Not., 121:321-342.

Ruhling, A. et Skarby, L., 1979. Ladsom fattande kantering av regionala tungmetallhalter i mossa. Statens Naturvardsverk PM, 1191, 28 pp.

Settle, D.M., et Patterson, C.C., 1982. Lead in Albacore : Guide to lead pollution in the Isle of Man. Mar. Pollut. Bull., 14:137-140.

Siccama, T.G., Smith, W.H. et Mader, D.L., 1980. Changes in lead, zinc, copper dry weight and organic matter of forest floor of white pine stands in Central Massachusetts over 14 years. Environ. Sci. Technol., 14:54-56.

Southwood, T.R.W., 1983. Lead in the Environment. Ninth Report ot the Royal Commission on Environmental Pollution, Londres. 184 pp.

Steinnes, E., 1977. Atmospheric Deposition of Trace Elements in Norway Studied by Means of Moss Analysis. Institut for Atomenergi, Kjeller Report KR-154, Kjeller, Norvège.

Steinnes, E., 1986. Personal communication. Department of Chemistry, University of Trondheim. Norvège.

Stokes, P.M., 1977. A Survey of Heavy Metals in Soils, Water and Vegetation from the Davis Tannery, Kingston, Ontario. Report to Arcom developments Ltd., Toronto, Ontario. 19 pp.

Suns, K., 1985. Manuscrit non publié. Ministère de l'environnement de l'Ontario, Rexdale, Ontario.

Takala, K. et Olkkonen, H., 1981. Lead content of an epiphytic lichen in the urban area of Kupio, east central Finland. Ann. Bot. Fenn., 18:85-89.

Ter Haar, G.L., 1970. Air as a source of lead in edible crops. Environ. Sci. Technol., 4:226-229.

Ter Haar, G. et Aronow, R., 1974. New information on lead in dirt and dust as related to the childhood lead problem. Environ. Health Perspect., 7:83-89.

Thornton, I., 1983., Evidence to the Royal Commission on Environmental Pollution (cité dans Southwood, 1983).

Ward, N.I., Brooks, R.R. et Roberts, E., 1978a. Blood lead levels in sheep exposed to automobile emissions. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 20:44-51.

Ward, N.I., Brooks, R.R. et Roberts, E., 1978b. Lead levels in sheep organs resulting from pollution from automotive exhausts. Environ. Pollut. (A), 17:7-12.

Watson, A.P., Van Hook, R.I., Jackson, D.R. et Reichle, D.E., 1976. Impact of a lead mining-smelting complex on the forest floor with arthropod fauna. In : The New Lead Belt Region of Southeast Missouri, Report ORNL/NSF/EATC-30. Oak Ridge National Laboratories, Oak Ridge, Tennessee.

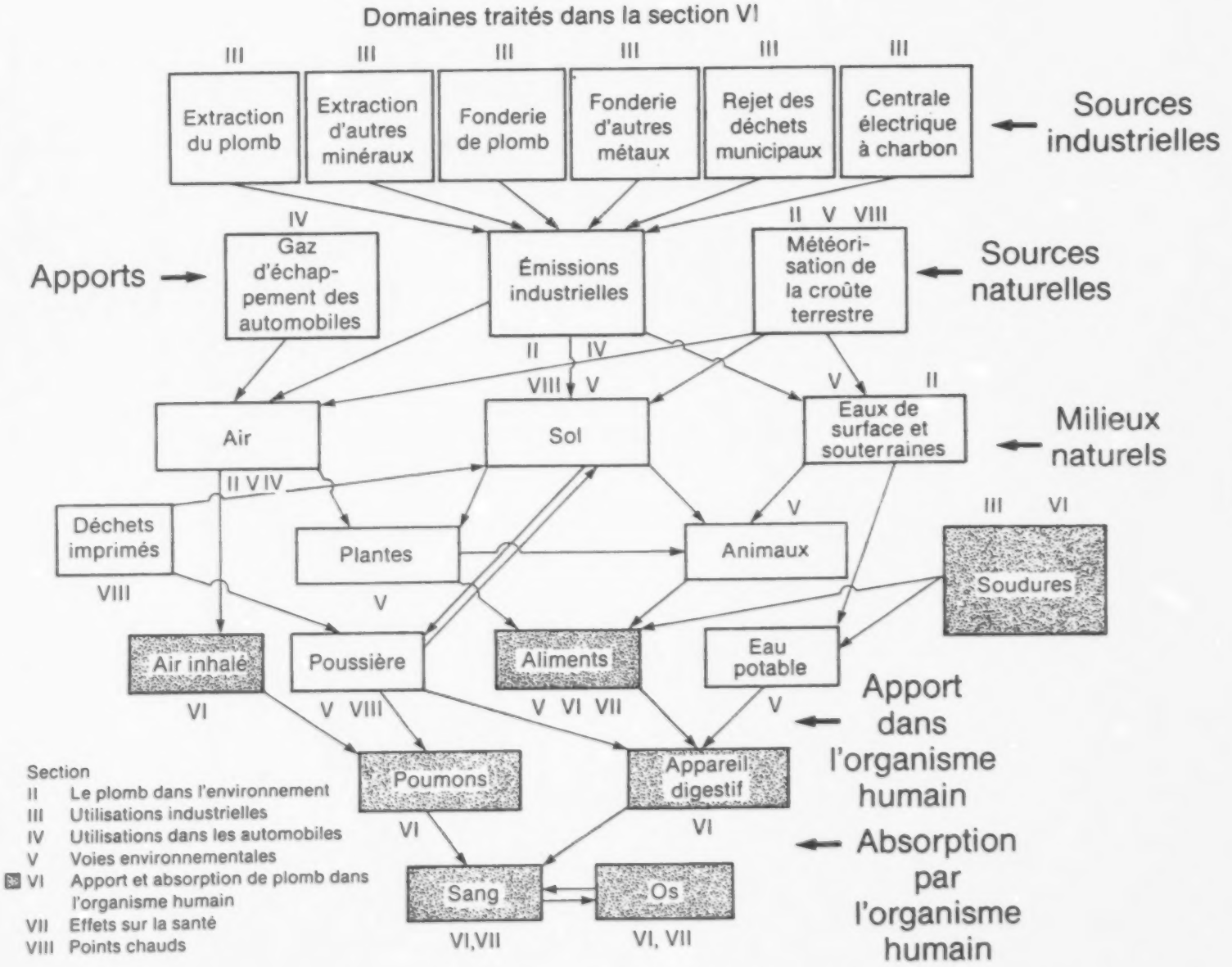
Westlake, G.F., Hodson, P.V. et Blunt, B.R., 1982. Lead contamination of fish from the Salmon River, Cape Breton. In : Proc. 9th Annu. Aquatic Toxicity Workshop, Edmonton, Alberta, 1-5 novembre.

Wiener, J.G., 1983. Comparative Analyses of Fish Populations in Naturally Acidic and Uranium Neutral Lakes in Northern Wisconsin. U.S. Fish and Wildlife Service, Eastern Energy and Land Use Team. FWS/OBS-80 40.16.

Wixson, B.G. (ed.), 1977. The Missouri Lead Study. Vol I. Final Report to the National Science Foundation, Research Applied to National Needs. 541 pp.

Wu, L. and Antonovics, J., 1976. Experimental ecological genetics in Plantago, II. Lead tolerance in Plantago lanceolata and Cynoden dactylon from a roadside. Ecology, 57:205-208.

Young, E.S. et Sharpe, W.E., 1984. Atmospheric deposition and roof-catchment cistern water quality. J. Environ. Qual., 13:38-43.



Les parties ombrées correspondent aux domaines touchés dans la section en question

VI Apport et absorption de plomb dans le corps humain

Dans cette section, on traite des deux dernières rangées de "cases" de la figure ci-contre, c.-à-d. de l'apport de plomb dans le corps, et de son absorption par les cellules et tissus. Les principales voies d'introduction dans l'organisme (apport) sont l'inhalation et l'ingestion. On peut absorber les composés organiques du plomb par la peau, mais ce mode ne constitue pas un danger de type environnemental pour le public, parce que la concentration ambiante de plomb organique est faible. On étudiera dans la section VII les effets du plomb après l'absorption, et les réactions de l'organisme en rapport avec cette absorption.

Le meilleur indice d'une exposition de l'organisme humain au plomb est le taux de plomb dans le sang (ou plombémie) (PbB, µg/dL), même si celui-ci ne reflète pas toujours la toxicité potentielle du plomb, surtout chez les jeunes enfants (voyez la section VII). Les relations entre l'absorption de plomb et le taux de plomb dans le sang représentent des processus complexes, que pour des raisons pratiques, on étudiera en deux étapes :

- La relation entre le PbB et la vitesse d'absorption du plomb (T, µg/jour) par la circulation sanguine dépend de l'âge et du sexe, et de la période pendant laquelle a eu lieu l'absorption à la vitesse précisée. Une question très controversée est la suivante : le taux PbB à l'équilibre est-il linéairement fonction de T, autrement dit, une augmentation ou une diminution de T induisent-ils une variation

proportionnelle de PbB. Il est important de déterminer cette relation pour la gamme de taux PbB observée lors de situations réelles.

- La relation entre T et les quantités de plomb inhalées ou ingérées. Dans le cas de l'inhalation, les principaux facteurs sont le rythme de ventilation de l'individu (m^3/jour), qui dépend de l'âge et de l'activité physique, et le taux de dépôt dans les poumons des particules de l'aérosol inhalé. Dans le cas de particules de petite taille (ayant moins de 1 µm de diamètre approximativement), qui constituent la majeure partie de l'aérosol dans l'environnement urbain, les expériences ont démontré que le plomb déposé dans les poumons était pratiquement absorbé en totalité. Les particules plus grosses, par exemple, certaines émissions de poussières provenant de fonderies et de poussières remises en suspension, tendent à se déposer dans les voies respiratoires supérieures, d'où elles sont enlevées par l'action mucociliaire et avalées. L'absorption touche alors généralement moins de 50 % des particules. Dans le cas de l'ingestion, la relation entre l'ingestion du plomb avec des aliments ou des boissons et l'absorption par l'intestin est beaucoup plus variable, et dépend d'un certain nombre de facteurs en rapport avec le régime alimentaire. Lorsque le plomb est ingéré en solution aqueuse sans accompagnement d'un aliment, l'absorption par l'intestin peut atteindre 80 %, même chez les personnes ayant un bon régime

alimentaire, mais lorsque le plomb est ingéré par des adultes en même temps qu'un repas complet, l'absorption est en général inférieure à 10 % (Rabinowitz et coll., 1980; Flanagan et coll., 1982; Heard et Chamberlain, 1983; James et coll., 1985). Cette différence dans le pourcentage d'absorption est importante, si l'on compare les proportions de plomb dans les aliments et de plomb dans l'eau, dans d'autres boissons, ou dans des poussières qui peuvent être ingérées sans accompagner la nourriture. Des études de bilan (Ziegler et coll., 1978) ont indiqué que les très jeunes enfants absorbent proportionnellement plus de plomb que les adultes par voie orale, et ceci semble être aussi le cas lors d'expériences conduites sur des animaux (Kostial et coll., 1971; Forbes & Reina, 1972).

1. Sources d'information

Depuis vingt ou trente ans, plusieurs pays ont déployé de grands efforts de recherche, pour quantifier la relation entre le taux de plomb dans le sang (plombémie), et le taux de plomb dans les aliments ou dans l'environnement. Ces études se subdivisent en trois grandes catégories : études épidémiologiques, expérimentation humaine et expérimentation animale.

(a) Études épidémiologiques

On a étudié le taux PbB chez des populations exposées à des taux différents de plomb présents dans l'environnement, par exemple : chez les

habitants des villes par rapport à ceux des campagnes, chez les enfants vivant près de fonderies par rapport à ceux qui en sont éloignés; et chez les collectivités dont le réseau d'approvisionnement en eau contient une charge élevée de plomb, par rapport à celles dont l'eau contient peu de plomb.

Ces études présentent l'avantage de porter sur des individus des deux sexes et de tout âge, dans des situations réelles. Mais il existe aussi des difficultés d'interprétation, en particulier du point de vue de l'isolement des effets de diverses variables environnementales. Trois des plus importantes variables, à savoir le plomb présent dans l'air (PbA, $\mu g/m^3$), le plomb présent dans les poussières de maison (PbD, µg/g), et le plomb présent dans le sol [PbS, µg/g (poids sec)] tendent à être élevées dans les zones urbaines, et faibles dans les zones rurales. On dispose de méthodes statistiques pour isoler les effets des variables spécifiques, mais souvent, d'après les résultats obtenus, seule une faible partie de la variance du taux PbB est attribuable à des facteurs environnementaux.En outre, il est plus difficile sur le terrain qu'au laboratoire d'exercer un strict contrôle sur la qualité de l'échantillonnage et de l'analyse.

(b) Expériences sur l'organisme humain

On a exposé des sujets volontaires à des taux élevés de plomb présents dans l'atmosphère ou dans leur régime alimentaire, parfois pendant des mois ou des années (Kehoe, 1961; Griffin et coll., 1975). Lors de ces études, on a suffisamment augmenté l'apport de plomb, pour élever la plombémie du sujet

jusqu'à un taux mesurable. Mais si l'on utilise des isotopes stables ou radioactifs du plomb (Rabinowitz et coll., 1976; Chamberlain et coll., 1978), on peut suivre l'absorption d'une petite dose par l'organisme, sa persistance dans le sang, et son excrétion par l'organisme, quelle que soit la charge corporelle antérieure de l'individu. L'inconvénient de la méthode expérimentale est que les volontaires sont habituellement en petit nombre, sont de sexe masculin, adultes et en bonne santé, et de ce fait ne constituent pas un échantillonnage typique de la population dans son ensemble. En outre, la période pendant laquelle on réalise des expériences est inévitablement courte, par rapport au temps (années) nécessaire pour qu'un équilibre des taux de plomb s'établisse dans les tissus de l'organisme.

(c) Expériences sur des animaux

L'absorption et le métabolisme du plomb chez les animaux, y compris chez les primates, diffèrent de l'absorption et du métabolisme du plomb chez l'homme, de sorte qu'on ne peut utiliser les résultats des expériences conduites sur des animaux que dans une mesure restreinte. Mais il est parfois utile de faire appel à l'expérimentation animale, par exemple pour extrapoler les résultats obtenus sur l'adulte à l'enfant ou au nouveau-né.

2. Synthèse des données expérimentales et épidémiologiques sur l'absorption du plomb

Goldsmith & Henter (1967) ont été les premiers qui ont cherché à rassembler des données expérimentales et épidémiologiques concernant le

plomb. Ils ont obtenu une régression de log PbA en fonction de log PbB, sur une gamme de PbA allant de 1 à 3 µg/m³ :

$$PbB\ (\mu g/dL) = \text{constante} + 1{,}7\ PbA\ (\mu g/m^3)$$

Autrement dit, la plombémie a augmenté de 1,7 µg/dL pour chaque accroissement de 1 µg/m³ de la concentration de plomb dans l'air. On a dérivé un grand nombre d'autres régressions de ce type, et en général obtenu des pentes comprises entre 1 et 3 µg/dL par microgramme par mètre cube.

Un procédé plus fondamental consiste à établir une relation entre le taux PbB et le taux de plomb absorbé par la circulation sanguine, désigné par T (µg/jour). Les études faites avec des traceurs radioactifs ont démontré l'existence d'un métabolisme similaire du plomb inorganique, quelle que soit la voie d'introduction (poumon ou intestin). La figure VI.1 est une esquisse des résultats obtenus par l'EPA de la relation entre PbB et T. Visiblement, il semble qu'il y ait une bonne concordance entre les résultats obtenus par divers auteurs. D'après la figure, ont voit aussi que la même relation s'applique aux adultes et aux enfants, à savoir

$$PbB\ (\mu g/dL) = 0{,}4\ T\ (\mu g/jour)$$

Cette relation concerne l'état d'équilibre, qui parfois prend plusieurs années à s'établir, parce que le taux PbB dépend de la résorption du plomb qui était emmagasiné dans la matière osseuse, ainsi que de l'absorption en

cours (Chamberlain, 1985). En outre, plusieurs études ont indiqué que la relation entre PbB et T n'est pas linéaire, mais curviligne, et que la pente de la courbe diminue à mesure qu'augmente PbB (NAS, 1972; Chamberlain, 1985).

(a) Évaluation de l'absorption du plomb par inhalation

Toute personne effectuant un travail manuel léger inhale environ 20 m^3 d'air par jour, mais le citadin moyen inhale une quantité habituelle plus proche de 15 m^3/jour. Les expériences ont démontré (Kehoe, 1961; Chamberlain et coll., 1978) qu'environ 50 % des particules de dimension inférieure au micron se déposent dans les poumons et sont absorbées par la circulation sanguine. En supposant un taux de rétention de 50 % et un taux de ventilation de 15 m^3/jour, on obtient T = 7,5 PbA. En utilisant la figure VI.1, on obtient une pente de 0,4 x 7,5 = 3 µg/dL par µg/m^3 dans la relation entre PbB et PbA. Ceci se rapproche de la limite maximum des taux observés lors d'études épidémiologiques et expérimentales. Toutefois, on n'a pas poursuivi pendant un temps suffisamment long la plupart de ces études, pour se rapprocher de l'état d'équilibre entre PbB et PbA.

L'expérience sur le plomb isotopique (Facchetti et Geiss, 1982, voyez l'annexe V) a démontré que 25 % du plomb contenu dans la circulation sanguine de résidents adultes de la ville de Turin provenait du plomb ajouté à l'essence. Le taux moyen PbB chez les adultes de Turin était de 22,5 µg/dL, et le taux moyen PbA d'environ 1,7 µg/m^3. Ces résultats concordent avec une pente PbB/PbA de 0,25 x 22,5/1,7 = 3,3 µg/dL par µg/m^3. Étant donné qu'à

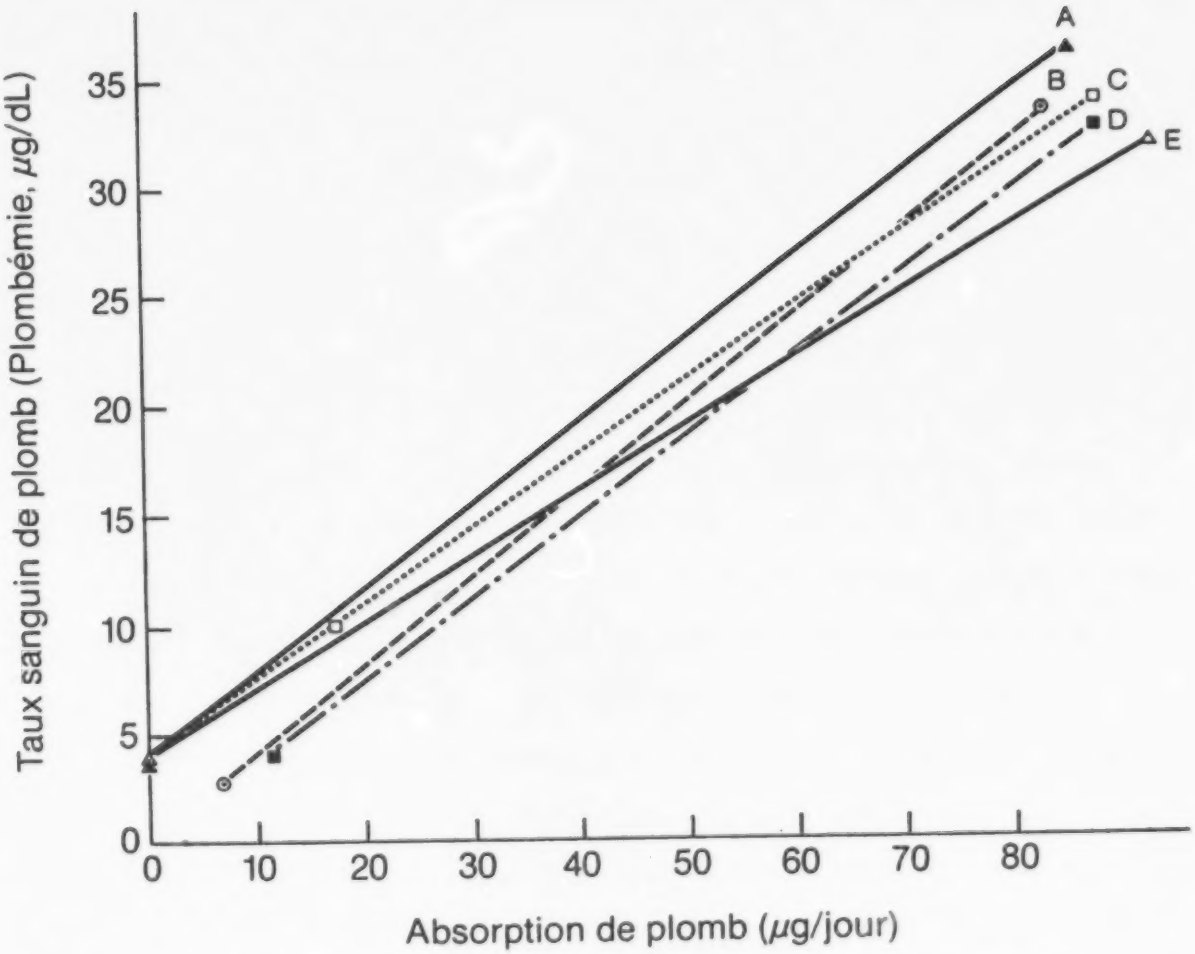


Figure VI.1. Présentation résumée des relations entre l'absorption quotidienne de plomb et le taux sanguin de plomb (plombémie), d'après : a) Ryu et al. (1983) — les courbes A (▲) et E (△) représentent des estimations basées sur des taux d'absorption du plomb par l'intestin égaux à 0,042 et 0,53; b) Harley et Kneip (1985) — la courbe B (⊙) représente des estimations portant sur des enfants de 2 ans : c) Chamberlain et Heard (1981), analyse de données épidémiologiques obtenues sur des hommes adultes (courbe C), et d) Rabinowitz et al. (1976), études du métabolisme conduites sur des hommes adultes (courbe D; ■).

Source: EPA (1986).

Turin, les poussières montraient aussi un décalage de la valeur de leur rapport isotopique, on doit inclure dans ce résultat la voie de contamination par la poussière des rues. Chez des enfants d'âge scolaire de Turin, la valeur du rapport isotopique sanguin montrait un décalage légèrement plus élevé que chez les adultes, mais PbB était plus bas chez les enfants et la pente dérivée PbB/PbA était la même que chez les adultes.

Quelques commentaires sur l'expérience faite à Turin s'imposent maintenant. Pour des raisons météorologiques, et parce que la circulation automobile y est très dense, et la concentration du plomb dans l'essence relativement élevée (0,6 g/L), le taux PbA est plus élevé à Turin que dans la plupart des autres villes. Les taux PbA typiques (vers 1980-1985) en Amérique du Nord et dans les villes européennes étaient de 0,5 à 1 µg/m³ dans le centre des villes, et 0,1 à 0,3 µg/m³ dans les zones périphériques des villes et dans les régions rurales. Étant donné une pente PbB/PbA de 3 µg/dL par µg/m³, la comparaison entre les résultats obtenus pour les habitants du centre des villes et pour les populations rurales indiquerait une différence de 1 à 2 µg/dL entre les deux populations, si l'on ne considère que la voie d'inhalation. En 1979, en Grande-Bretagne, la différence des taux PbB chez les adultes, entre les populations du centre des villes et les populations de la périphérie des villes, était en moyenne de 1,8 µg/dL (Southwood, 1983). Une récente étude des taux PbB chez des enfants de 5 ans et leur mère, dans le centre de Londres et dans les zones rurales du comté de Suffolk en Grande-Bretagne, a donné les résultats présentés au tableau VI.I.

Tableau VI.I

Comparaison du taux de plomb dans le sang entre des mères et des enfants de Londres et du comté de Suffolk, 1983-1985

Ville	PbB (µg/dL)			Taux de plomb dans les poussières (µg/g), moyenne	
	Mères	Enfants (5 ans)	(Rapport enfants/mères)	Poussières des routes	Poussières domestiques
Londres	6,8	7,9	(1,2)	1880	927
Suffolk	5,1	6,5	(1,3)	144	333

Source : Strehlow et Barltrop, 1986

La différence des taux PbB mesurés chez les citadins et chez les ruraux n'était pas significative dans le cas des mères ou des enfants. Le rapport de 1,2 ou 1,3 entre les taux des mères et des enfants est semblable à celui constaté lors de plusieurs autres études (Chamberlain, 1983). La comparaison des distributions en pourcentage des taux sanguins de plomb chez des enfants des zones urbaines et chez des enfants des zones périphériques des villes en Ontario (ministère de la Santé de l'Ontario, 1985) montre des résultats assez proches, la différence étant de 2,1 µg/dL entre les moyennes des deux groupes. Ceci se rapproche très étroitement des données obtenues pour des adultes au Royaume-Uni (Southwood, 1983).

(b) Évaluation de l'absorption du plomb par ingestion

Comme on l'a déjà expliqué, l'absorption du plomb par l'intestin est très variable. D'après les travaux de Kehoe (1961), on a déduit un chiffre de 10 % pour le taux d'absorption, mais ce chiffre ne tient pas compte du fait qu'une partie du plomb fécal est d'origine endogène (Chamberlain et coll., 1978). De plus, les sujets de Kehoe ont pris leurs doses de plomb en même temps que leurs repas, ce qui a sans doute eu pour effet de réduire l'absorption. Pour formuler une estimation conservatrice, on postulera le chiffre de 15 % relativement au taux d'absorption. Ceci nous donne T = 15 µg/jour pour un taux d'absorption de 100 µg/jour. D'après la figure VI.1, les taux PbB doivent augmenter de 0,4 x 15 = 6 µg/dL, chez les adultes, pour chaque accroissement de 100 µg/jour du taux d'ingestion de plomb avec la nourriture.

Dans plusieurs pays européens, le plomb présent dans l'eau potable est encore une importante source de contamination pour les êtres humains, bien que l'on fasse des efforts considérables pour réduire l'apport de plomb à partir de cette source. La figure VI.2 montre les corrélations entre les taux de plomb dans le sang (plombémie) et les taux de plomb dans l'eau, d'après plusieurs études. Au Royaume-Uni, la consommation d'eau potable moyenne par un adulte est estimée à 1,2 L/jour. Donc, on peut s'attendre à ce que le taux PbB montre un accroissement de 1,2 x 6 = 7,2 µg/L pour chaque accroissement de 100 µg/L du taux de plomb dans l'eau potable. Ceci ne contredit pas les études épidémiologiques.

Depuis quelques années, les quantités de plomb présentes dans l'alimentation humaine diminuent, largement grâce à l'élimination des boîtes de conserve soudées au plomb (Dabeka, HWR). L'estimation la plus récente de Dabeka à propos de la quantité de plomb qu'absorbent les Canadiens avec leur nourriture est 54 µg/jour; en supposant un taux d'absorption de 15 % et en se basant sur la relation présentée à la figure VI.1, on constate que la nourriture ne devrait ajouter qu'environ 3 µg/dL au taux PbB. On n'a pas encore enregistré de taux aussi bas, mais il faudra peut-être attendre une décennie ou même davantage avant que les diminutions d'ingestion du plomb ne se traduisent intégralement par une diminution de la plombémie. Manton (1985), après avoir analysé les rapports d'isotopes stables du plomb dans le sang, les aliments et les os, a estimé que plus de la moitié du plomb présent dans le sang d'un adulte pourrait provenir d'une résorption à partir de la matière osseuse. Si la fraction de plomb absorbée par l'intestin est beaucoup plus élevée chez le jeune enfant que chez l'adulte, ceci doit se

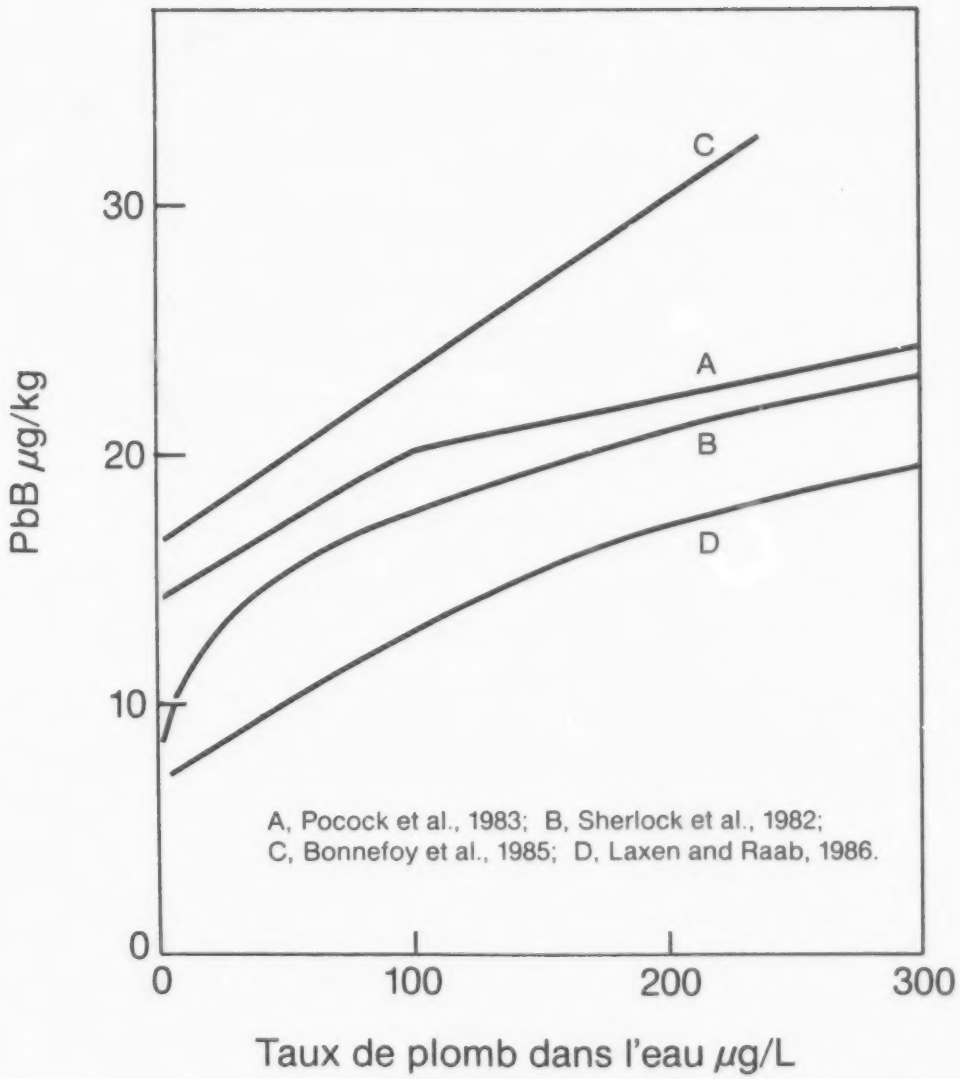


Figure VI.2. Effet du plomb contenu dans l'eau sur le taux sanguin de plomb

réfléter dans les taux PbB (bien qu'une importante proportion se dépose dans les os). Sherlock et coll., (1982) ont obtenu les régressions suivantes pour la relation entre PbB et l'apport de plomb.

$$\text{(Chez l'adulte) } PbB = -1,4 + 18,9\ I^{1/3}$$

$$\text{[Chez le nourrisson (nourri au biberon)] } PbB = 2,5 + 26\ I^{1/3}$$

où I est l'apport de plomb hebdomadaire exprimé en mg. Au taux de 2 mg/semaine, ces régressions indiquent que chez le nourrisson, le taux PbB est d'environ 50 % plus élevé que chez l'adulte recevant des quantités égales (non normalisées en fonction du poids corporel), ce qui représente considérablement moins que les prévisions résultant de l'étude de bilan faite par Ziegler et coll. (1978).

(c) Ingestion directe de poussière ou de sol

Celle-ci représente la voie d'ingestion la plus difficile à évaluer, mais elle a une grande incidence potentielle, en particulier sur les enfants. Plusieurs études ont démontré qu'il existait chez l'enfant une corrélation entre le taux PbB et les quantités de plomb présentes sur leurs mains (Sayre et coll., 1974; Roels et coll., 1980), et que PbB était plus élevé chez les enfants ne se lavant pas les mains avant un casse-croûte ou un repas, par rapport aux autres (Sherlock et coll., 1985).

Dans les modèles mis au point par l'EPA, il est postulé qu'un enfant de deux ans ingère 100 mg de sol par jour. Si la teneur du sol en plomb (PbS) dépasse 500 µg/g de poids sec -- comme c'est le cas dans la majeure partie du centre ville de Londres, au Royaume-Uni (Thornton, PWR) -- l'ingestion de 100 µg/jour de sol implique l'ingestion d'au moins 50 µg/jour de plomb. Ceci représenterait donc la principale source d'ingestion de plomb par le jeune enfant.Toutefois, le tableau VI.I présenté plus haut indique que ce détail n'apparaît pas statistiquement chez les enfants de 5 ans, puisque dans les populations urbaines exposées à des poussières contenant de très fortes quantités de plomb, le taux PbB excédentaire est le même chez les enfants et leur mère. Dans des travaux antérieurs réalisés à Derbyshire en Angleterre, où les sols contiennent jusqu'à 30 000 µg/g de plomb par suite des activités minières d'autrefois, Barltrop et coll., (1975) ont constaté une régression du taux PbB (chez les enfants de 2 à 5 ans) en fonction du taux PbS, équivalente à seulement 0,6 µg/dL par 1000 µg/g de plomb dans le sol.

Par comparaison, si l'enfant ingère 100 mg/jour, et si l'absorption par l'intestin est de 45 % (chiffre suggéré pour les nourrissons), et si les résultats de la figure 1 sont corrects : la pente PbB/PbS doit être de 0,1 x 0,45 x 0,4 x 1000 = 18 µg/dL par 1000 µg/g de Pb dans le sol. Si l'on applique ces résultats aux enfants vivant à Londres, les taux PbB chez ceux-ci doivent être trois fois plus élevés que chez leurs cousins de la campagne, ce que n'indiquent pas clairement les données. Dans une autre étude conduite en Grande-Bretagne, on a comparé les taux PbB chez des gens vivant à Shipham (Somerset) et dans un village témoin, North Petherton. On a

étudié Shipham non seulement parce que le taux de cadmium était très élevé dans le sol, mais aussi celui du plomb, qui en moyenne était de 3800 µg/g à Shipham comparativement à 300 µg/g à North Petherton (Southwood, 1983). On n'a pas constaté de différences significatives des taux PbB chez les adultes ou les enfants de Shipham par rapport à ceux de North Petherton.

On peut donner une autre illustration du problème, en comparant les données obtenues pour la région centrale de Londres au Royaume-Uni et pour South Riverdale à Toronto en Ontario. À Londres, les émissions industrielles de plomb sont légères (excepté dans un ou deux secteurs), mais dans le sol subsistent des concentrations de plomb qui sont le résultat des utilisations industrielles et domestiques de ce métal au cours des siècles. À South Riverdale, les émissions industrielles dans l'atmosphère sont relativement récentes et se poursuiventencore, mais ont diminué au cours des sept dernières années (voyez la section VIII). Le tableau VI.II illustre les résultats.

Il semble qu'à South Riverdale et dans la région centrale de Londres, les conditions environnementales soient assez semblables, excepté les taux de retombées des poussières de plomb, qui sont beaucoup plus élevés à South Riverdale. En utilisant les résultats de Brunekreef et coll., (1983), Chamberlain (PWR) a suggéré l'existence d'une régression de PbB sur le taux des retombées de plomb (PbF, mg/m^2/jour) avec une pente de 5, c'est-à-dire que PbB augmente de 5 µg/dL pour chaque mg/m^2/jour de retombées de poussières. Le tableau VI.III montre les résultats obtenus, lorsqu'on applique cette régression à la situation de South Riverdale.

Tableau VI.II

Plomb dans l'air, dans les retombées, dans le sol et dans le sang

	South Riverdale	Référence	Centre de Londres, Royaume-Uni	Référence
PbA (en 1985) $\mu g/m^3$	0,43	(a)	0,5 à 1	(b)
Retombées de plomb $mg/m^2/mois$	40	(a)	5 à 10	(b, c)
PbS $\mu g/g$	1000	(a)	670	(d)
PbB (Enfants de 4 à 6 ans)	15,5	(a)	8 à 10	(e)

Sources : (a) Résultats présentés au Centre de santé communautaire de South Riverdale (South Riverdale Community Health Centre, 1985; 1986)

(b) Duggan et Barton, 1983

(c) Harrison et coll., 1975

(d) Thornton, PWR

(e) Tableau VI.I et Sherlock et coll., 1985

Tableau VI.III

Retombées de plomb et taux de plomb dans le sang (plombémie) chez des des enfants de South Riverdale

Année	Retombées de plomb PbF, mg/m²/jour	Contribution de cette source au PbB, µg/dL, en supposant une régression	PbB enregistré
1972	6	30	24
1985	1,2	6	15,5

Source : d'après Rachlis et Hertzman, 1986

Ainsi, l'incidence de PbF sur PbB, déduite des travaux de Brunekreef et coll. (1983) rend très bien compte de l'augmentation du taux PbB à South Riverdale, autrefois et actuellement, par rapport aux autres régions urbaines. La régression de PbB en fonction de PbS (c'est-à-dire des taux cumulatifs de plomb dans le sol au lieu du taux des retombées) donnerait de moins bons résultats, puisque PbS a sans doute augmenté depuis 1972 (excepté aux endroits où l'on a procédé à l'enlèvement du sol; voyez la section VIII), tandis que PbF a diminué depuis 1972, bien qu'il soit encore élevé comparativement aux taux relevés dans les zones urbaines normales. C'est le taux actuel, non le taux cumulatif des retombées de plomb qui est le plus important. Les retombées actuelles sont mobiles, pénètrent dans les maisons et les voitures, et sont facilement remises en suspension.

3. Estimation de l'exposition quotidienne au plomb

Jusque-là, nous avons évité de citer des chiffres absolus en ce qui concerne l'apport ou l'absorption de plomb dans l'organisme humain. En fait, des diverses incertitudes que nous avons exprimées dans l'étude qui précède, il ressort que ces chiffres peuvent nous induire en erreur. Néanmoins, il est souhaitable que nous ayons une idée de l'importance relative de chaque source du point de vue de l'absorption quotidienne totale par l'organisme.

Les raisons pour lesquelles nous voulons obtenir ces valeurs, sont le besoin d'utiliser le plus efficacement possible les ressources dont nous disposons pour contrôler les diverses sources de plomb, et le besoin de réglementer aussi étroitement que possible l'exposition au plomb. Nous avons

produit un certain nombre de modèles pour trouver une solution à ces problèmes. L'EPA (Elias, PWR)nous fournit un compte rendu assez détaillé de l'apport et de l'absorption du plomb, et le rapport VI (rédigé par les experts-conseils de L'ESSA) fournit un modèle plus spécifique à un site donné, et applicable à divers secteurs de Toronto. On doit admettre que ces modèles ne peuvent donner que des estimations très approximatives des taux d'exposition. Si l'on ajoute aux incertitudes sur l'absorption et l'apport, les incertitudes sur les relations entre le taux d'absorption (T) et la plombémie PbB, cette tâche paraît impossible. Néanmoins, nous considérons que ces estimations peuvent être utiles, et nous fournissons, au tableau VI.IV, les estimations les plus récentes de Santé et Bien-être social du Canada (HWC) concernant les adultes et enfants. Les aliments contribuent dans une proportion importante au taux d'absorption chez les adultes et les enfants, mais il existe des différences nettes du point de vue de la contribution relative de l'air et du sol aux taux enregistrés chez les adultes et les enfants respectivement.

Ces calculs laissent prévoir des taux de plombémie tout à fait comparable à ceux observés durant le dépistage sanguin effectué en 1984 sur des enfants en Ontario (ministère de la Santé de l'Ontario, 1986).

Tableau VI.IV

Tableau schématique des bilans concernant l'apport et l'absorption de plomb

Paramètre	Populations urbaines[f] adultes	Populations urbaines[f] enfants (1-3 ans)	Populations rurales adultes	Populations rurales enfants (1-3 ans)
1. Concentration moyenne du plomb dans l'atmosphère (µg/m³)[a]	0,46	0,46	0,10	0,10
2. Apport de plomb à l'organisme à partir de l'atmosphère[b*]	6,8	2,1	2	0,6
3. Absorption totale de plomb par l'organisme à partir des poumons (µg/jour) (40 % de la ligne 2)	2,7	0,8	0,80	0,24
4. Concentration médiane de plomb dans l'eau du robinet (µg/L)[c]	2	2	2	2
5. Apport de plomb à l'organisme par l'eau du robinet (µg/jour) (ligne 4 x 1,5 ou 0,6)[d]	3	1,2	3	1,2
6. Apport de plomb à l'organisme par la nourriture (µg/jour)[e]	71,5	37,4	71,5	37,4
7. Apport total de plomb par l'eau et la nourriture (µg/jour)	74,5	38,6	74,5	38,6
8. Absorption du plomb par l'intestin à partir de l'eau et de la nourriture (µg/jour)[d]	7,5	19,3	7,5	19,3
9. Concentration moyenne de plomb dans les poussières et résidus (µg/g)[g]	850	850	200	200
10. Quantité de poussière digérée (µg/jour)[h]	0,02	0,1	0,02	0,1
11. Apport de plomb à l'organisme par les poussières et résidus (µg/jour)	17	85	4	20
12. Absorption de plomb par l'intestin à partir des poussières et résidus (µg/jour)[i]	1,7	25,5	0,4	6
13. Absorption totale de plomb par les poumons et l'intestin (µg/jour)	11,9	45,6	8,7	25,5

14. Absorption quotidienne de plomb par l'organisme, exprimée en pourcentage, à partir de l'atmosphère	23	2	9	1
15. Absorption quotidienne de plomb par l'organisme, exprimée en pourcentage, à partir de l'eau	3	1	3	2
16. Absorption quotidienne de plomb par l'organisme, exprimée en pourcentage, à partir des poussières/ résidus	14	56	5	24
17. Absorption quotidienne de plomb par l'organisme, exprimée en pourcentage, à partir de la nourriture	60	41	83	73
18. Plombémie prédite par les calculs (µg/dL)**	6,4	10,3	4,5	7,6

[a] Dans le cas des citadins, on a employé le double de la moyenne géométrique annuelle de 1982, pour mesurer la concentration de plomb dans des échantillons recueillis par le National Air Pollution Surveillance (NAPS) (organisme de surveillance de la pollution atmosphérique à l'échelle nationale), puisque l'on juge que les données du NAPS sous-estiment les taux humains d'exposition au plomb (voyez le texte)

[b] Volume standard d'air inhalé quotidiennement : adultes - 20 m^3; enfants - 6 m^3

[c] Méranger, 1979, 1981; Canadian Duplicate Health Study (Direction des aliments, Santé et Bien-être social (NH&W), 1986)

[d] Volume consommé d'eau du robinet : adultes - 1,5 L/jour; enfants - 0,6 L/jour

[e] Valeur basée sur la moyenne de l'alimentation totale des hommes et des femmes (Dabeka, 1984) et d'enfants de 1 à 4 ans (Direction des aliments, Santé et Bien-être social (NH&W), 1986)

[f] En 1981, environ 75 % de la population du Canada vivait en milieu urbain.

[g] Moyenne arithmétique des concentrations de poussières domestiques, Toronto (Roberts et coll., 1974); on a constaté qu'en milieu rural, les concentrations représentaient à peu près un quart des concentrations de poussières dans les villes. (Ministère de la Santé de l'Ontario, 1985)

[h] NAS, 1980

[i] On estime le pourcentage de plomb contenu dans des poussières et résidus, et absorbé par les enfants, à 30 %.

* Les concentrations de plomb que l'on rencontre en milieu urbain à l'intérieur des habitations représentent environ 70 % des concentrations de plomb à l'air libre. Le temps passé à l'air libre (15 %) était de 3,5 heures; le temps passé à l'intérieur (85 %) de 20,5 heures.

** En employant la relation entre l'absorption de plomb et la plombémie PbB chez les adultes, indiquée par Southwood (1983); et chez les enfants, indiquée par Drill et coll.

Source : Santé et Bien-être social Canada, 1985; 1986

BIBLIOGRAPHIE

Barltrop D., Strehlow C.D., Thornton, I. and Webb, J.S., 1975. Absorption of lead from dust and soil. Postgrad. Med. J., 51:801-804.

Bonnefoy, X., Huel, G. and Gueguen, R., 1985. Variation of the blood lead level as a result of lead contamination of the subject's drinking water. Water Res., 19:1299-1303.

Brunekreef, B., Noy, D., Biersteker, K. and Boleij, J., 1983. Blood lead levels of Dutch city children and their relationship to lead in the environment. J. Air Pollut. Control Assoc., 33:872.

Chamberlain, A.C., 1983. Effect of airborne lead on blood lead. Atmos. Environ., 17:677-692.

Chamberlain, A.C., 1985. Prediction of response of blood lead to airborne and dietary lead from volunteer experiments with lead isotopes. Proc. R. Soc. London, B, 274:149-182.

Chamberlain, A.C. and Heard, M.J., 1981. Lead tracers and lead balances. In: D.R. Lynam, L.G. Piantanida and J.F. Cole (eds.), Environmental Lead. Proc. 2nd Int. Symp. on Environmental Lead Research, December, 1978, Cincinnati, Ohio. Academic Press, New York. pp. 175-198.

Chamberlain, A.C., Heard, M.J., Little, P., Norton, D., Wells, A.C. and Wiffen, R.D., 1978. Investigations into Lead from Motor Vehicles. AERE Harwell Report R9198, Her Majesty's Stationery Office, London.

Dabeka, R.W., McKenzie, A.D. and Lacroix, G.M., 1984. Dietary intakes of lead, cadmium, arsenic and fluoride by adults. Non publié, Santé et Bien-être Social Canada.

Drill, S, Konz, J. Mahar, S. and Morse, M. 1979. The environmental lead problem : an assessment of lead in drinking water from a multi-media perspective vs Environmental Protection Agency, Report No. EPA-570/9-79-003

Duggan, M.J. and Barton, M.A., 1983. Atmospheric metal deposition in London. Int. J. Environ. Stud., 2:301-307.

EPA, 1986. Review of the National Ambient Air Quality Standards for Lead: Assessment of Scientific and Technical Information. OAQPS Draft Staff Paper, February.

Facchetti, S. and Geiss, F., 1982. Isotopic Lead Experiment--Status Report. Commission des Communautés européennes, Luxembourg (voyez annexe V).

Flanagan, P.R., Chamberlain, M.J. and Valberg, L.S., 1982. The relationship between iron and lead absorption in humans. Am. J. Clin. Nutr., 36:823-829.

Forbes, G.B. and Reina, J.C., 1972. Effect of age on gastrointestinal absorption (Fe, Sr, Pb) in the rat. J. Nutr., 102:647.

Goldsmith, J.R. and Henter, A.C., 1967. Respiratory response to lead: epidemiological and close-response relationships. Science, 158:132-134.

Griffin, T.B., Coulston, F., Wills, H., Russell, J.C. and Knilson, J.H., 1975. Clinical studies in men continuously exposed to airborne particulate lead. In : D.R. Lynam, L.G. Picentainida and J.F. Cole (eds.), Lead Academic Press, New York. pp. 145-168.

Harley, N.H. and Kneip, T.H., 1985. An Integrated Metabolic Model for Lead in Humans of All Ages. Final Report to US Environmental Protection Agency, Contract No. B44899 with New York University School of Medicine, January 30.

Harrison, R.M., 1986. In: Coughtrey, Martin and Unsworth (eds.), Pollutant Transfer and Fate in Ecosystems. British Ecological Society. To be published.

Harrison, R.M., Perry, R. and Wellings, R.A., 1975. Lead and cadmium in precipitation. J. Air Pollut. Control Assoc., 22:39-46.

Heard, M.J. and Chamberlain, A.C., 1983. Uptake of lead by humans and effects of minerals and food. Sci. Total Environ., 30:245-253.

James, H.M., Hillburn, M.E. and Blair, J.A., 1985. Effects of meals and meal times on uptake of lead from the gastrointestinal tract in humans. Hum. Toxicol., 4:401-407.

Kehoe, R.A., 1961. The metabolism of lead under abnormal conditions. J.R. Inst. Public Health, 24:101-143.

Kostial, K., Siminovic, I. and Pisonic, M., 1971. Lead absorption from the intestine in newborn rats. Nature (London), 233:564.

Laxen, D. and Raab, G., 1986. The roles of lead in drinking water and house dust as sources of exposure for young children in Edinburgh. In: Lead in the Home Environment. Imperial College Symposium. April.

Manton, W.I., 1985. Total contribution of airborne lead to blood lead. Br. J. Ind. Med., 42:168-172.

Méranger, J.C., Subramaniam, K.S. and Chalifoux, C., 1979. A national survey for Cd, Cr, Cu, Pb, Zn, Ca, and Mg in Canadian drinking water supplies. Environ. Sci. Technol., 13:707.

Méranger, J.C., Subramaniam, K.S. and Chalifoux, C., 1981. Survey for Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn, Ca and Mg in Canadian drinking water supplies. J. Assoc. Off. Anal. Chem., 64, pp. 44

Ministère de la Santé de l'Ontario, 1985. Blood Lead and Associated Risk Factors in Ontario Children 1984. Toronto.

NAS, 1972. Airborne Lead in Perspective. National Academy of Sciences, Washington, DC.

Pocock, S.G., Shaper, A.G., Walken, M., Wade, C.J., Clayton, B., Delves, T., Lacey, R.F., Packham, R.R. and Powell, P., 1983. Effect of tap water lead, water hardness, alcohol and cigarettes on blood lead concentrations. J. Epidemiol. Commun. Health, 37:1-7.

Rabinowitz, M., Wetherill, G.W. and Kopple, J.D., 1976. Kinetic analysis of lead metabolism in healthy humans. J. Clin. Invest., 58:260-270.

Rabinowitz, M.B., Wetherill, G.W. and Kopple, J.D., 1978. Studies of human lead metabolism by use of stable isotope tracers. Environ. Health Perspect., 7:145-153.

Rabinowitz, M.B., Kopple, J.D. and Wetherill, G.W., 1980. Effect of food intake and fasting on gastrointestinal lead absorption in humans. Am. J. Clin. Nutr., 33:1784-1788.

Rachlis, M.M. and Hertzman, C., 1986. Environmental Health Committee of the South Riverdale Community Health Centre. Présentation à la Société royale du Canada, Commission d'étude du plomb dans l'environnement.

Roberts, T.M., Hutchinson, T.C., Paciga, T., Chattopadhyay, A., Jervis, R.E. and Van Loon, J., 1974. Lead contamination around secondary smelters: estimation of dispersal and accumulation by humans. Science, 186:1120-1123.

Roels, H.A., Buchet, J.-P., Lauwerys, R.R., Bruaux, P. and Claeys-Thoreau, F., 1980. Exposure to lead by the oral and pulmonary routes of children living in the vicinity of a primary lead smelter. Environ. Res., 22:81-94.

Ryu, J.E., Ziegler, E.E., Nelson, S.E. and Fomon, S.J., 1983. Dietary intake of lead and blood lead concentration in early infancy. Am. J. Dis. Child., 137:315-316.

Santé et Bien-être social Canada, 1985. Présentation à la Société royale du Canada, Commission d'étude du plomb dans l'environnement.

Santé et Bien-être social Canada, 1986. J. Sitwell, communication personnelle.

Sayre, J.W., Charney, E., Vostal, J. and Pless, I.P., 1974. House and hand dust as a potential source of childhood lead exposure. Am. J. Dis. Child., 127:167-170.

Sherlock, J., Smart, G., Forbes, G.I., Moore, M.R., Patterson, J., Richards, W.N. and Wilson, T.S., 1982. Assessment of lead intakes and dose response for a population in Ayr exposed to a plumbosolvent water supply. Hum. Toxicol., 1:115-122.

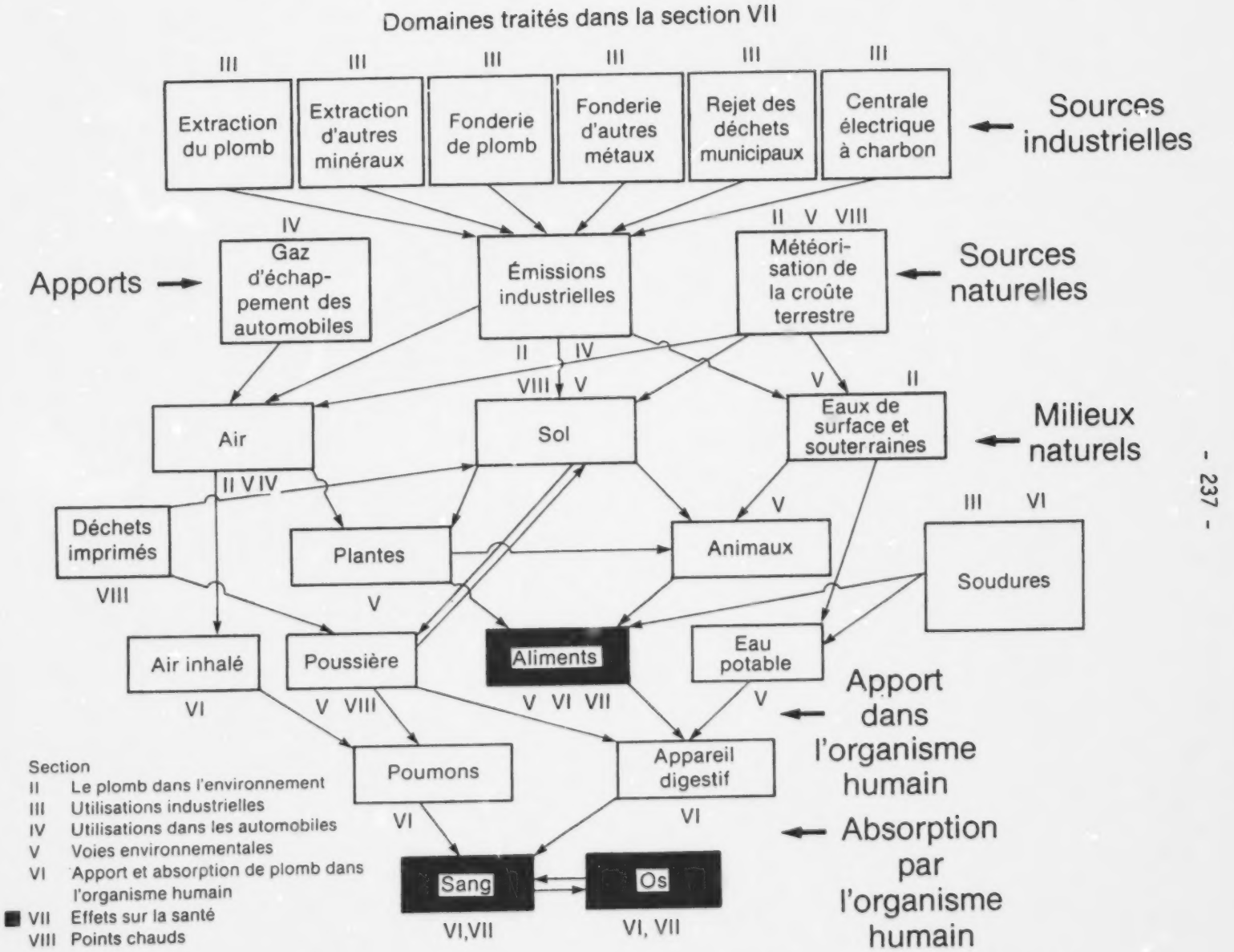
Sherlock, J.C., Barltrop, D., Evans, W.H., Quinn, M.J., Smart, G.A. and Strehlow, C., 1985. Blood lead concentrations and lead intake in children of different ethnic origin. Hum. Toxicol., 4:513-519.

South Riverdale Community Health Centre, 1985-1986. Présentations à la Société royale du Canada, Commission d'étude du plomb dans l'environnement de la Société royale du Canada.

Southwood, T.R.W., 1983. Lead in the Environment. Ninth Report of the Royal Commission on Environmental Pollution, London. 184 pp.

Strehlow, C.D. and Barltrop, D., 1986. Secular trends in the exposure of urban and rural populations to lead. In: Lead in the Home Environment. Imperial College Symposium. April.

Ziegler, E.E., Edwards, B.B., Jansen, R.C., Mahaffey, K.R. and Foman, S.T., 1978. Absorption and retention of lead by infants. Pediatr. Res., 12:29-34.



Les parties ombrées correspondent aux domaines touchés dans la section en question

VII Les effets sur la santé de l'exposition au plomb

Après avoir examiné l'ingestion et l'absorption du plomb dans l'organisme humain, nous étudions maintenant les effets du plomb sur la santé, au sens large de ce terme.

Comme nous l'avons précisé plus haut dans ce rapport, il ne fait pas de doute que le plomb est une toxine dangereuse, lorsque les taux d'absorption et la charge corporelle de ce métal sont élevés. De tels taux sont rares dans la population canadienne. Par conséquent, notre étude portera principalement sur le problème : quels sont les effets, s'ils existent, des taux d'absorption typiques sur la population canadienne?

La Commission a examiné ce problème en cherchant à répondre à une série de questions interreliées:

- Quels sont les taux de plomb auxquels sont exposés les Canadiens, et quelle est leur importance par rapport aux taux enregistrés dans le reste du monde?

- Quels sont les effets connus ou soupçonnés, néfastes pour santé, auxquels on peut s'attendre à de tels taux?

- Quels groupes de la population canadienne sont le plus exposés?

- Quels sont les organes et systèmes cibles les plus susceptibles d'être atteints?

- Quelles sont les conséquences de la situation actuelle pour les Canadiens, et que peut-on faire pour y remédier?

La Commission a cherché des réponses à ces questions, non seulement en examinant attentivement les études citées dans la documentation (et durant les divers ateliers organisés par la Commission), mais aussi en évaluant de façon critique la conception et les méthodes employées dans des études déjà publiées.*

1. Les effets d'une faible exposition au plomb

Le plomb est une toxine qui dérègle plusieurs fonctions de l'organisme humain. Son effet dépend de nombreux facteurs, dont certains sont génétiques (par exemple la susceptibilité individuelle ou raciale à l'intoxication par le plomb), certains sont acquis (qualité de la nutrition, situation socio-économique), et certains dépendent de la nature chimique du

---

* Quatre chercheurs américains que nous avons cités sont parvenus à des conclusions différentes des nôtres. Nous avons présenté leurs vues à l'annexe XI.

plomb (organique ou inorganique), et de l'importance et de la durée de l'exposition à ce produit. On connaît bien certains de ces facteurs, mais le rôle des autres reste obscur. On a dû par nécessité faire appel à l'expérimentation sur des animaux pour éclaircir leur rôle. La Commission, lorsqu'elle a étudié la relation entre les taux de plomb et leurs effets sur la santé, s'est surtout intéressée à l'organisme humain, et n'a fait appel à des expériences sur des animaux que lorsque celles-ci permettaient de mieux comprendre les mécanismes régissant le processus de toxicité.

2. Les facteurs influant sur l'absorption et la rétention du plomb*

L'absorption du plomb par le corps humain dépend de nombreux facteurs. Les enfants tendent à l'absorber davantage que les adultes, en particulier par l'intestin. En raison des besoins nutritionnels de l'enfant durant sa croissance, les aliments qu'il ingère sont transformés en matière vivante et en énergie beaucoup plus rapidement dans son organisme que dans celui de l'adulte (c'est-à-dire qu'il a un taux de métabolisme plus élevé); en outre, l'enfant absorbe et retient plus de plomb que l'adulte. D'après

---

* Cette discussion est la continuation de l'étude traitant de l'absorption dans la section VI et en particulier, des processus physiologiques et biochimiques régissant l'absorption.

une étude représentative sur le nourrisson, on estime que celui-ci absorbe 41,5 % du plomb ingéré, et en retient 32,6 % (Ziegler et coll., 1980). À titre de comparaison, chez l'adulte, les estimations donnent des valeurs respectives de 5 et 15 % (Kehoe, 1961; Rabinowitz et coll., 1975, 1980; Chamberlain et coll., 1978). De plus, chez l'enfant, la charge corporelle de plomb (c'est-à-dire, la quantité totale de plomb dans le corps) semble plus active biologiquement, et la proportion de plomb déposée dans la matière osseuse est plus faible que chez l'adulte (65 % comparativement à 90 %; Barry et Mossman, 1970), et le plomb plus facilement mobilisé (c'est-à-dire remis en circulation dans le sang). Il en résulte que proportionnellement, les tissus mous contiennent plus de plomb chez l'enfant que chez l'adulte. Ceci est en partie dû aux processus de croissance, durant lesquels l'organisme de l'enfant mobilise continuellement les minéraux de la matière osseuse pendant que s'effectue le remodelage physiologique des os (Rabinowitz et coll., 1976, 1977; Chamberlain et coll., 1978; Rosen et Markowitz, 1980).

Rosen (Rapport de l'atelier de la Commission sur la santé (HWR), p. 218), a exposé de façon résumée le plus grand risque métabolique que présente l'enfant. Comparativement à l'adulte, l'enfant absorbe un taux considérablement plus élevé de plomb dans sa nourriture. Cette augmentation globale de l'absorption s'accompagne chez l'enfant d'une diminution du rapport du taux d'excrétion urinaire au taux de plomb absorbé, donc d'une augmentation relative de la rétention de plomb. Étant donné que chez l'enfant, la concentration de plomb dans les tissus mous (bien que proportionnellement plus élevée que chez l'adulte) n'est pas particulièrement

élevée, il s'ensuit que la matière osseuse constitue un réservoir important de plomb mobilisable. Pour cette raison, la plombémie est un indice médiocre de la charge corporelle de plomb chez l'enfant.

Certains détails indiquent aussi que l'absorption de plomb diffère peut-être selon le sexe, mais des différences des taux d'ingestion et d'absorption résultent d'habitudes différentes du point de vue de la consommation d'alcool et du degré detabagisme. La plupart des études indiquent une différence faible ou inexistante de la plombémie entre les deux sexes. Lorsqu'on a trouvé une différence, on l'a généralement attribuée à un plus fort degré d'exposition de l'homme au plomb. Toutefois, Stuik (1974), lors d'une étude systématique faite sur des volontaires âgés de 18 à 26 ans, a démontré que les femmes réagissaient au plomb en produisant une quantité plus grande d'érythroporphyrines; on a observé une réponse similaire chez des travailleuses non enceintes (Roels et coll., 1979). Parmi les hypothèses que l'on a proposées pour expliquer ces découvertes, on a cité la carence en fer (voyez ci-dessous) et le rôle de la testostérone.

Les composantes de l'alimentation sont un autre facteur important pour déterminer le taux d'absorption de plomb (et la toxicité possible de ce dernier). L'interaction entre le plomb et les aliments modifie les proportions de plomb absorbées par le tractus digestif, la distribution du plomb dans l'organisme et sa toxicité au niveau cellulaire. Par exemple, chez l'adulte, l'estomac absorbe une plus grande quantité de plomb lorsqu'il est vide, donc lorsque le plomb n'est pas ingéré en même temps que des

aliments (Blake et Mann, 1983; Heard et Chamberlain, 1982; Rabinowitz et coll., 1980). Nous n'avons pas vu d'études comparables concernant les enfants.

Il semble que le calcium et le phosphore jouent un rôle important en tant qu'éléments du régime alimentaire. À la fois chez les enfants et les adultes, on a constaté qu'une faible calcémie était souvent associée à des taux élevés de plomb. On a constaté que les taux de calcium et de phosphore étaient inversement proportionnels à l'absorption et à la rétention du plomb chez les enfants (Ziegler et coll., 1978). Barton et coll. (1978) ont constaté que la présence de calcium dans le tractus intestinal réduisait l'absorption du plomb. Il reste à élucider le mécanisme précis selon lequel la présence de calcium diminue le taux d'absorption et la toxicité du plomb (Goyer, 1978), mais il est à peu près certain qu'un faible taux de calcium dans le régime alimentaire peut augmenter la fraction mobile (c'est-à-dire, la fraction qui peut être facilement libérée dans la circulation sanguine) du plomb dans l'organisme, donc sa toxicité potentielle.

Il est toutefois difficile d'interpréter le rôle exact de ce mécanisme, en raison de la complexité du régime alimentaire humain (Johnson et Tenuta, 1979), et parce que les groupes socio-économiques et raciaux consommant habituellement des aliments pauvres en calcium tendent a être exposés à des taux plus élevés de plomb libéré dans l'environnement (Mahaffey et coll., 1982).

On connaît mal le rôle que joue le fer dans l'absorption du plomb, en présence de conditions typiques d'alimentation (Watson et Hume, 1983). La plupart des détails indiquant une augmentation du taux de plomb dans les tissus, lorsque les réserves en fer de l'organisme s'amenuisent, viennent de l'expérimentation sur des animaux (Mahaffey-Six et Goyer, 1972; Ragan, 1977; Barton et coll., 1978; Hamilton 1978, Flanagan et coll., 1979). Watson et coll. (1980) et Flanagan et coll. (1982) ont obtenu des résultats peu cohérents dans des études conduites sur des adultes souffrant d'une carence en fer. Actuellement, on ne peut dire si ces résultats différents reflètent des différences dans les méthodes employées, ou bien le degré de carence en fer, ou bien une différence plus fondamentale, en rapport avec l'espèce (Mahaffey, 1985). Le même auteur insiste aussi sur l'importance, du point de vue de la santé publique, de la plus grande toxicité du plomb chez les personnes souffrant de carence en fer, l'une des plus fréquentes déficiences alimentaires dans toutes les parties du globe. On doit aussi considérer l'interaction du plomb avec le cuivre et le fer (Klander et Petering, 1977), puisqu'une carence en cuivre et des taux excessifs de plomb peuvent indépendamment inhiber le métabolisme du fer, et que le plomb peut à son tour inhiber le métabolisme du cuivre, entraînant un dysfonctionnement du métabolisme du fer.

Finelli et coll. (1975) ont suggéré qu'il existait une autre interaction au niveau de la synthèse de l'hème, parce que le zinc est nécessaire à la synthèse de l'AALD (voyez ci-dessous, p. 192 et suivantes). Les expériences conduites sur des rats ont indiqué qu'en ajoutant des quantités excédentaires de zinc à une alimentation contenant des taux élevés

de plomb, on réduisait les effets toxiques du plomb dans le système sanguin (hématopoïétique) (Thawley et coll., 1977). Il semble que le zinc inhibe l'absorption du plomb par l'intestin (Cerklewsky et Forbes, 1976). Plusieurs chercheurs (p. ex. Markowitz et Rosen, 1981) ont découvert la corrélation entre un faible taux de zinc et l'augmentation du taux de plomb dans l'organisme, bien que, lors d'une étude systématique où un groupe de travailleurs (groupe témoin recevant un placébo) ont reçu un supplément de zinc par voie orale, Lauwerys et coll. (1983) n'aient pu trouver de différence du point de vue du métabolisme et de la toxicité du plomb.

Encore plus incertain est le rôle que jouent des taux élevés de protéines et de lipides dans le régime alimentaire. Des expériences ont démontré qu'un régime pauvre en protéines favorisait l'absorption du plomb (Mahaffey-Six et Goyer, 1972; Barltrop et Meek, 1975). Toutefois, on a indiqué que les régimes riches en lipides (Barltrop et Meek, 1975; Quaterman et coll., 1977) avaient pour effet d'augmenter l'absorption du plomb. On a démontré que chez les rats, le lait jouait un rôle similaire (Kello et Kostial, 1973); toutefois, dans cette dernière étude, le régime alimentaire employé présentait aussi des carences en fer, ce qui a pu contribuer à l'augmentation du taux d'absorption de plomb.

On a aussi constaté que les vitamines jouaient un rôle dans l'absorption du plomb. En particulier, il semble que la vitamine D augmente le taux d'absorption par l'intestin (Smith et coll., 1978). Là aussi, il est difficile de définir le rôle spécifique joué par la vitamine D, en raison de

son interaction complexe avec le calcium et le phosphore (Sorrell et coll., 1977). Papaioannou et coll. (1978) ont suggéré qu'elle exercait un effet protecteur contre la toxicité du plomb.

En résumé, à la fois la situation et le régime alimentaires jouent un rôle dans l'absorption et la toxicité du plomb. Ce rôle est complexe, et l'on ne peut facilement appliquer aux êtres humains les résultats de l'expérimentation sur des animaux, généralement obtenus dans des conditions artificielles d'isolement. Chez l'être humain, on ne trouve généralement pas de carence (ou d'excès) alimentaire basée sur un élément unique de la nutrition (le fer chez les femmes, et le calcium durant la grossesse peuvent constituer des exceptions); en outre, on confond fréquemment l'effet du régime alimentaire avec les caractéristiques socioéconomiques et raciales, que l'on associe généralement à divers taux d'exposition.Les régimes alimentaires déficients en certaines substances nutritives (en particulier les protéines, le calcium, le phosphore, le fer et certaines vitamines) peuvent favoriser une augmentation des taux d'absorption et de rétention du plomb.Par conséquent, certains groupes sont particulièrement exposés aux effets toxiques du plomb : les enfants en période de croissance, les femmes (surtout durant la grossesse), et les segments moins prospères de la société. C'est donc à ces groupes que doivent s'adresser spécifiquement les mesures préventives.

3. Quand peut-on parler d'effets nocifs sur la santé?

On a démontré qu'à des taux de plombémie élevés, habituellement rencontrés seulement chez les populations exposées au plomb par leur travail, ce métal exerçait principalement un effet sur le sang; sur le système nerveux, en particulier sur le système nerveux central; sur les reins; et sur le système reproductif de l'homme et de la femme. Aux taux typiques pour la population canadienne, les effets du plomb sont beaucoup plus subtils, et les changements initiaux que l'on a constatés pourraient ne pas être associés au plomb de façon aussi systématique. Parmi ceux-ci, on a postulé et cherché à vérifier une relation entre le taux sanguin de plomb et la pression artérielle (Harlan et coll., 1985; Pirkle et coll., 1985). Il existe une controverse à propos du taux auquel on peut considérer comme biologiquement importants les effets du plomb sur la synthèse de l'hème, indépendamment d'indices cliniques, et de même à propos du taux auquel le plomb peut inhiber les fonctions neurocomportementales chez l'enfant. On a aussi constaté qu'aux taux inférieurs à 50 µg/dL, les effets du plomb sur le système nerveux périphérique étaient difficiles à définir, de même que ses effets (à des taux similaires) sur le système reproducteur des deux sexes et sur l'activité mutagène touchant les lymphocytes. On examinera plus loin dans la même section ces détails controversés.

La Commission a cherché à déterminer quand on peut dire qu'il y a eu un dommage, à la fois d'un point de vue théorique et d'un point de vue pratique. Dans le domaine de la santé, la définition du terme "normal" a été examinée, et l'on s'est efforcé de définir la normalité sous plusieurs

aspects. Il est presque impossible d'établir une séparation nette entre un état normal et un état anormal dans le cas des individus touchés. Pour chaque organe et chaque tissu, et des points de vue structure et fonction, il existe toute une gamme de variabilité. On doit seulement exprimer la normalité d'après cette gamme, non d'après une norme hypothétique (Ryle, 1948).

Le corps humain, comme tout autre organisme vivant, doit continuellement réagir à des agressions physiques, chimiques et biologiques. Les modifications subies par tout système du corps humain qui est la cible de ces agressions font partie de ce processus d'adaptation, et ne peuvent en aucun cas être considérées comme néfastes. Dans la plupart des cas, elles sont une réponse saine, qui indique que l'organisme se défend contre l'agression. Cette tolérance individuelle fait de la santé un concept dynamique plutôt que statique, et la variabilité qui la caractérise est considérée comme la gamme normale.

La maladie s'ensuit lorsque ces défenses sont vaincues. On peut alors classer la maladie suivant ses caractéristiques pathologiques et histologiques (Classification internationale des maladies, selon l'OMS) ou bien selon la perception des troubles de fonctionnement de l'individu, auquel cas on évalue les conséquences de la maladie ("Classification internationale des affaiblissements, incapacités et handicaps") (OMS, 1980).

Dans une autre approche, l'Organisation mondiale de la santé établit quatre catégories de "critères d'hygiène environnementale", qui permettent de définir les taux d'exposition environnementale à un agent quelconque, à la fois d'après la durée d'exposition et les concentrations au-dessous desquelles, selon nos connaissances actuelles, certains effets n'ont pas lieu (OMS, 1973).

Niveau I Taux produisant un effet décelable, au-dessous duquel on n'observe d'effets ni directs ni indirects (y compris aucune diminution des réflexes ou bien des réactions d'adaptation ou de protection).

Niveau II Taux auquel et au-dessus duquel se manifestent probablement une irritation des organes sensoriels, des effets néfastes pour la végétation, une réduction de la visibilité ou d'autres effets défavorables pour l'environnement.

Niveau III Taux auquel et au-dessus duquel il y a probablement inhibition des fonctions physiologiques vitales, ou des altérations pouvant causer des maladies chroniques ou une réduction de l'espérance de vie.

- Niveau IV Taux auquel et au-dessus duquel les risques de maladie aigüe ou de décès sont faibles pour les groupes sensibles de la population.

Nous pourrions appliquer ce modèle en employant les taux sanguins de plomb (ou d'autres mesures de la charge de l'organisme), mais nous rencontrerions encore le même problème, du fait qu'il est difficile en pratique d'établir une distinction entre les effets qui se manifestent à chaque niveau, à l'exception du niveau I. Le passage du niveau I au niveau II, et du niveau II au niveau III, et en particulier la définition des effets au niveau III, sont encore difficiles à définir.

En résumé, les systèmes de classification actuellement disponibles, que l'on a mentionnés plus haut, ne permettent pas de clairement déterminer le point à partir duquel se manifestent des effets délétères. On ne peut établir d'un point de vue épidémiologique la probabilité d'effets néfastes, que si une proportion statistiquement importante des sujets sont atteints par les effets nocifs. Naturellement, il relève de la politique de dire si une telle probabilité est acceptable.

4. Données biochimiques sur les effets causés par un faible taux de plomb dans le sang.

Les faits qui ont suscité les mesures prises par l'EPA, susmentionnées aux pages 7 et 89, et des réponses moins décisives dans d'autres pays,

proviennent de diverses études. Une grande partie de cette recherche a porté sur des domaines dans lesquels l'incidence d'une plombémie dépassant 30 µg/dl est bien établie. Grâce à l'amélioration des méthodes analytiques, et à a meilleure prise de conscience des dangers potentiels pour la santé, on a pu entreprendre depuis quelques années un grand nombre d'études réalisées en fonction de taux de plombémie beaucoup plus bas, souvent avec une nouvelle orientation analytique (par exemple l'étude de la respiration cellulaire et du transport ionique). On a cherché à déterminer rapidement si les habitants de nombreuses villes modernes et de leur périphérie subissent des effets nocifs résultant de leur faible taux de plombémie. On a décrit des observations inquiétantes sur les divers effets qu'exerce le plomb à des concentrations relativement faibles.

De plus, le système hématopoïétique, qui participe à tant de réactions de l'organisme, est clairement touché à des taux très faibles de plomb dans le sang. Les perburbations de certains processus enzymatiques participant à la biosynthèse de l'hème sont un détail préoccupant. L'hème est un constituant essentiel de l'hémoglobine, pigment respiratoire des globules rouges (érythrocytes), grâce auquel le sang transporte l'oxygène dans les tissus, et un constituant de plusieurs hémoprotéines apparentées, comme les cytochromes. Ces composés régissent les mécanismes énergétiques des cellules, et certains métabolisent des substances toxiques dans le foie.

Lorsque les cellules sont exposées à des concentrations de plus en plus fortes de plomb, le ralentissement des fonctions d'un grand nombre d'autres tissus devient de plus en plus évident. Nous allons maintenant traiter de

quelques-uns des effets sur les fonctions métaboliques aux niveaux cellulaire et subcellulaire, et sur le système nerveux, le système cardiovasculaire (en particulier sur la pression artérielle), sur la reproduction, et sur la croissance. Le tableau VII.I montre les taux sanguins de plomb auxquels les effets commencent à devenir apparents.

a) Biosynthèse de l'hème

La figure VII.I est un diagramme simplifié de la biosynthèse de l'hème, indiquant les degrés auxquels le plomb influe sur le processus de biosynthèse. Un grand nombre des réactions qui nous intéressent ont lieu dans les mitochondries des reins, du foie et des cellules cérébrales. Le plomb bloque certaines réactions essentielles de deux façons, soit en inhibant quelques-unes d'entre elles directement, soit en stimulant les autres, qui produisent ainsi des quantités inutilisables du composé neurotoxique intermédiaire, l'acide delta-aminolévulinique (AAL).

Quatre mécanismes distincts et apparentés d'interférence par le plomb provoquent l'accumulation d'AAL dans les fluides corporels.

- Le plomb stimule directement l'enzyme AAL-synthétase (AALS) de façon à produire de l'AAL à partir des précurseurs de l'hème

Tableau VII.I

Taux de plomb dans le sang auxquels 10 % et 50 % des sujets manifestent des effets excédant la limite supérieure de la normale*

	Plombémie (ug/dL)			
	Adultes		Enfants	
Effet	10 %	50 %	10 %	50 %
AAL déhydratase	9 ± 2	18 ± 3	11 ± 2	20 ± 2
PE	19 ± 3	33 ± 5	21 ± 3	36 ± 4
AAL urinaire	34 ± 4	58 ± 5	38 ± 19	66 ± 47
Coproporphyrine urinaire	37 ± 5	58 ± 9	41 ± 17	74 ± 24
Anémie	63 ± 11	120 ± 52	25 ± 8	54 ± 13

* Les valeurs données représentent la moyenne ± 2 ETM [erreur-type de la moyenne]

Source : Piotrowski et O'Brien, 1980.

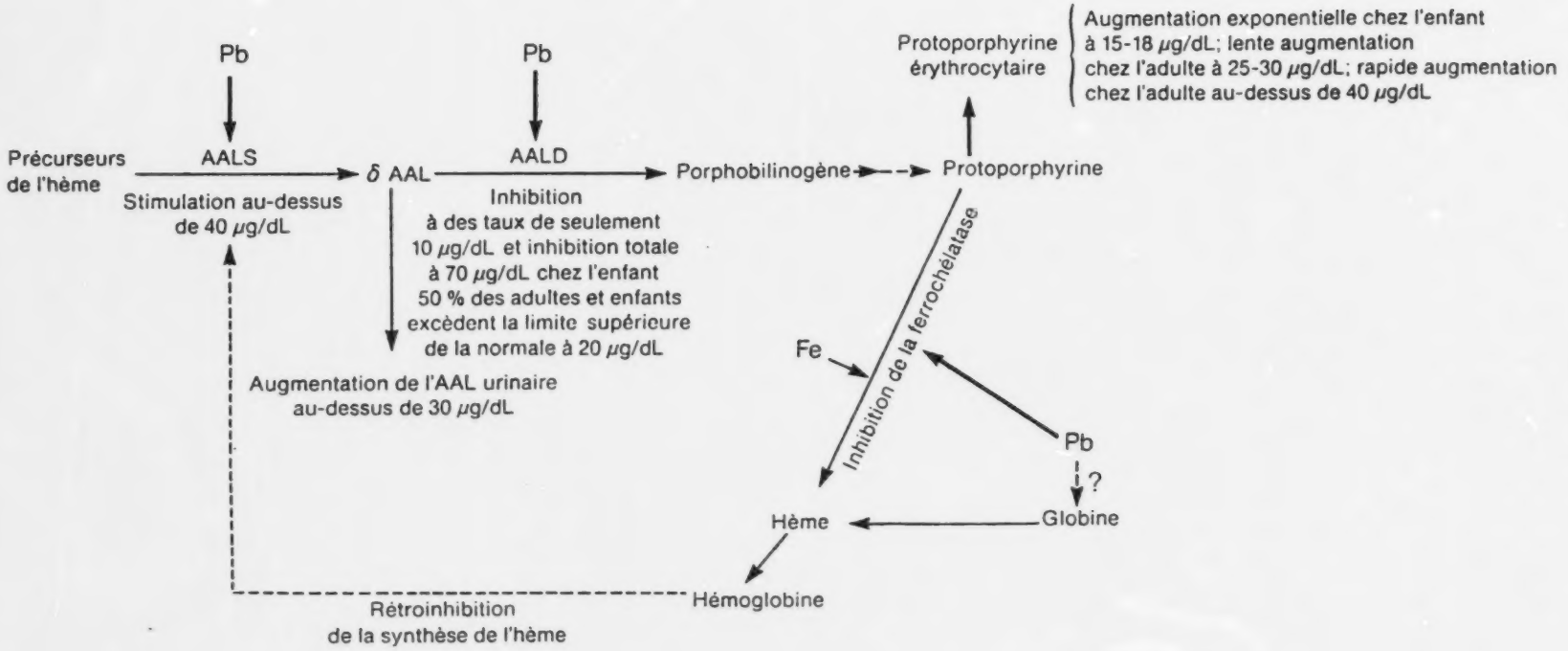


Figure VII.1. Biosynthèse de l'hème — schéma

Source : Le présent rapport

- Le plomb inhibe l'activité de l'AAL-déhydratase (AALD), qui produit un porphobilinogène par condensation de deux molécules d'AAL

- Le plomb inhibe l'enzyme ferrochelatase, en empêchant l'insertion du fer dans l'anneau de porphyrine, lors de l'étape finale du processus. Ceci permet au zinc de pénétrer dans l'anneau, en formant le composé très stable -- et biologiquement inactif -- appelé protoporphyrine de zinc, qui persiste pendant toute l'existence de la cellule (120 jours)

- La diminution de production de l'hème exerce une pression rétrograde sur la première étape du processus, en stimulant la formation d'une quantité supplémentaire d'AAL

L'inhibition de l'activité de l'AALD se produit à des taux de plombémie aussi bas que 10 µg/dL (Tola et coll., 1973),et elle est virtuellement totale à environ 70 µg/dL; cependant, il ne semble pas qu'elle cause une diminution de la biosynthèse de l'hème jusqu'à ce que les taux d'AALD soient tombés jusqu'à 20-30 % de la valeur normale (Hernberg, 1980). Toutefois, Piotrowski et O'Brien (1980) ont démontré qu'environ la moitié de tous les adultes et des enfants manifestent typiquement des effets au-dessus de la limite supérieure de normalité, à des taux de plombémie de 18-20 µg/dL, et 10 % d'entre eux à des taux aussi bas que 9 µg/dL. L'AAL urinaire augmente fortement au-dessus d'une plombémie de 30 µg/dL. Ceci indique une excrétion de l'AAL accumulé, probablement due surtout à un blocage de l'AALD; en effet,

on estime que la stimulation de l'AALS ne se produit qu'aux taux sanguins de plomb dépassant 40 µg/dL. L'activité de l'AALD est principalement modifiée dans les hématies, mais Secchi et coll. (1974) ont noté que cela se produisait également dans les cellules hépatiques. Chez les enfants, l'activité de l'AALD est probablement aussi réduite dans les cellules cérébrales (Millar et coll., 1970).

Un autre détail important est le comportement de la protoporphyrine érythrocytaire (PE), qui résulte de l'inhibition de la ferrochélatase à mesure qu'augmente la plombémie. Piomelli et coll. (1982) ont observé une augmentation exponentielle de la PE au-dessus d'un seuil apparent de plombémie de 15-18 µg/dL chez 2 004 enfants, dont 1 852 avaient une plombémie inférieure à 30 µg/dL. Une bonne moitié des enfants manifestaient une augmentation significative de la PE au taux de plombémie de 30 µg/dL. Dans le cas des adultes, une légère augmentation de la PE semble commencer en présence d'une plombémie d'environ 25-30 µg/dL (Roels et coll., 1976), et une augmentation dramatique se produit en présence d'une plombémie d'environ 40 µg/dL (Moore et Goldberg, 1985). La coproporphyrine urinaire, qui résulte aussi de l'inhibition de la ferrochélatase, commence à augmenter à des taux de plombémie de 35-40 µg/dL.

Il reste encore à trancher la question de savoir si ces effets ont simplement une incidence néfaste sur la santé ou bien s'ils constituent un danger réel. En fait, Moore et Golberg (1985) ont affirmé "qu'aucun de ces effets ne peut être classé comme biologiquement important, jusqu'à ce que le

degré d'inhibition soit assez important pour donner lieu à une diminution de la synthèse du produit final, c'est-à-dire de l'hémoglobine" (et d'autres hémoprotéines comme le cytochrome P-450).

En raison de la vaste gamme de tolérances individuelles et raciales que l'on rencontre dans une population, il est clairement impossible d'attribuer des effets cliniquement dangereux aux plus faibles taux de plombémie mentionnés ci-dessus. Pourtant, il est également impossible de nier que les modifications signalées de ces processus biochimiques reflètent une nette modification de la capacité du système à surmonter les effets nocifs du plomb. Ces modifications semblent bien établies aux plombémies très proches de celles typiques pour la population canadienne. De fait, Piotrowski et O'Brien (1980) ont montré un début d'anémie chez 10 % des enfants, à des taux sanguins de plomb aussi bas que 25 µg/dL.

(b) Interférence avec la formation de l'hémoglobine.

La biosynthèse de la globine, qui est la fraction protéique de l'hémoglobine, semble entravée par l'exposition de l'organisme au plomb (Dresner et coll., 1982). Une carence en hémoglobine et une diminution de la durée de survie des érythrocytes dues à des dommages directs des cellules, se manifestent à un seuil de plombémie d'environ 40 µg/dL chez l'enfant et d'environ 50 µg/dL chez l'adulte. On a souvent constaté une réduction de l'absorption du fer à la fois chez les adultes et les enfants exposés à des concentrations élevées de plomb. L'anémie qui s'ensuit peut être sérieuse.

(c) La biosynthèse de l'hème et les tissus nerveux.

Les études faites sur les animaux suggèrent trois possibilités :

- l'AAL, dont il y a un excédent, est neurotoxique. Les études conduites in vitro suggèrent qu'il en est ainsi (Silbergeld et Lamon, 1980);

- les déficiences en hème dans les tissus extérieurs au système nerveux, en particulier le foie, peuvent entraîner des lésions des tissus nerveux. On a observé qu'une diminution des taux d'hème dans le foie provoquait une augmentation du tryptophane, de la sérotonine et de l'acide 5-hydroxy indoléacétique dans le cerveau, où ces substances peuvent causer des dommages. On fait régresser les concentrations de ces substances, en infusant de l'hème (Litman et Correia, 1983);

- il se produit une réduction de l'hème dans les tissus nerveux, qui favorise l'apparition de lésions des tissus dues au plomb (Whetsell et Kappas, 1981; Whetsell et coll., 1984).

(d) Le plomb et les mitochondries.

On a réuni un grand nombre de preuves selon lesquelles le plomb cause des dommages structurels et fonctionnels des mitochondries. Silbergeld et coll. (1980) ont montré que le plomb pénétrait dans les mitochondries du

cerveau. Ils ont isolé des cellules de l'endothélium cortical d'un rat, et les ont exposées in vitro au plomb. En employant la microscopie électronique et l'analyse par microsonde à rayons X, ils ont démontré la présence de dépôts de plomb, de grande densité électronique, à l'intérieur des mitochondries. Ils ont aussi constaté que le plomb semblait s'accumuler dans les mêmes zones mitochondriales que le calcium. Leurs résultats ont suggéré que "le plomb est préférentiellement retenu dans les mitochondries des cellules endothéliales des capillaires. Par ailleurs, cette localisation sélective pourrait être associée à des perturbations saturnines du métabolisme intracellulaire du calcium et des processus régissant le transport transépithélial de cet élément."

Cette hypothèse est fortement appuyée par les travaux de Pounds et coll. (1982a, b) entre autres, dont les études ont confirmé l'admission facile du plomb dans les cellules et les compartiments cellulaires, et les perturbations du transport ionique intracellulaire qu'il cause, en particulier dans les mitochondries des cellules nerveuses où s'effectue facilement le transport du calcium.

Dans la plupart des études, des modifications structurales n'apparaissent dans les mitochondries qu'à des taux de plombémie relativement élevés, mais Fowler et coll. (1980) ont observé un gonflement des mitochondries chez des rats chroniquement intoxiqués par le plomb dès la gestation jusqu'à l'âge de 9 mois, recevant des doses alimentaires de plomb aussi faibles que 50 µg/g, et présentant une plombémie moyenne de 26 µg/dL (gamme de 15-41 µg/dL).

On a décrit un grand nombre de modifications fonctionnelles des mitochondries, attribuées au plomb, en particulier les suivantes :

- Inhibition de la ferrochélatase. En réalité, un grand nombre d'autres enzymes participant à la formation de l'hème existent et pourraient même s'être formées dans les mitochondries de tous les organes où s'effectue la synthèse de l'hème (cerveau, reins, foie, rate, coeur et poumons), et où le plomb entrave la formation et l'activité de plusieurs de ces enzymes.

- Phosphorylation oxydante. Cette importante fonction mitochondriale est aussi atteinte par le plomb. Selon Silbergeld (1984), "On a rapporté que l'exposition in vivo causait un ralentissement ou un retard dans l'accroissement des cytochromes cérébraux C et C1 durant le développement, et aussi des modifications de la respiration indépendante de l'ADP. Certains de ces effets pourraient être dus à une inhibition de la synthèse de l'hème, qui entraînerait une diminution de la disponibilité de l'hème vis-à-vis des cytochromes. Toutefois, la capacité du plomb à altérer la respiration mitochondriale in vitro dans les tissus cérébraux de rats non exposés, suggère que certains aspects de cette toxicité sont sans rapport avec une diminution de la teneur en cytochrome".

- Métabolisme cellulaire du calcium. La présence de plomb dans les mitochondries des cellules endothéliales des capillaires cérébraux

est liée à une augmentation de l'accumulation de calcium, et provoque des modifications apparentes de l'efflux du calcium à partir des mitochondries (Silbergeld, 1984). On a démontré de même l'effet du plomb sur le métabolisme mitochondrial du calcium, en employant des hépatocytes de rats (Pounds et coll., 1982a, b). Rosen (HWR) a ainsi résumé les faits :

"...On peut en conclure que l'ion Pb est capable de modifier l'absorption et la libération transcellulaire du calcium, c'est-à-dire de produire un accroissement de l'absorption cellulaire du calcium, et d'inhiber son élimination. Par conséquent, il semble que cet effet toxique profond du plomb à de faibles concentrations se manifeste dans des tissus ayant des fonctions diverses : les processus de transport transépithélial du calcium sont entravés de façon diffuse. Il paraît raisonnable de suggérer que cet effet toxique du plomb sur le transport cellulaire normal du calcium est un mécanisme commun, selon lequel le plomb bloque le fonctionnement normal de plusieurs types de cellules différentes. Ceci n'est certainement pas un concept exclusif."

Les faibles concentrations susmentionnées désignent, dans la plupart des cas, la concentration du plomb dans un milieu de culture ou dans un fluide où un tissu est immergé. Par exemple :

- l'observation (Pounds et coll., 1982a, b) selon laquelle l'ajout de plomb au milieu de culture à des concentrations aussi faibles que

10 µM accroît de façon marquée l'absorption du calcium par les hépatocytes.

- l'observation de Silbergeld et coll. (1980) selon laquelle les capillaires en suspension dans une solution contenant du nitrate de plomb à 0,1 mM contenaient des granules de forme irrégulière à l'intérieur des mitochondries.

Si importantes soient-elles, ces découvertes ne peuvent facilement être associées à la plombémie in vivo.

(e) Le plomb et le système endocrinien du métabolisme de la vitamine D

Rosen et al (1980) ont constaté que des enfants manifestant une plombémie comprise entre 33 et 120 µg/dL présentaient des valeurs sériques fortement réduites d'un métabolite de la vitamine D, la 1,25-dihydroxyde vitamine D (1,25 $-(OH)_2D$). Après la chélation, à la fois les taux sanguins de plomb et de 1,25-$(OH)_2D$ sont revenus à la normale en peu de temps. Ces chercheurs en ont conclu que l'ion Pb entrave le métabolisme de la vitamine D, mais on ne peut exclure la possibilité que la 1,25-$(OH)_2D$ soit convertie par le plomb en un produit inactif.

Ce composé participe à la minéralisation de l'os, à l'absorption intestinale du phosphore et à l'absorption et à l'homéostasie du calcium, éléments essentiels à un certain nombre de mécanismes de réponse

neurologiques, pancréatiques et autres (Rosen et coll., 1983). La 1,25-$(OH)_2D$ est produite dans les mitochondries des cellules rénales par un processus impliquant une hémoprotéine, le cytochrome. Sa fonction se trouve déprimée à des taux de plombémie d'environ 33 µg/dL, niveau auquel l'accumulation des protoporphyrines érythrocytaires devient significative(Rosen et coll. 1980, 1981). Le rôle que joue l'hémoprotéine et l'apparition de la protoporphyrine érythrocytaire lorsque son action est bloquée, suggèrent peut-être une interférence avec la production de l'hème, provoquée par le plomb.

On a observé à des taux de plombémie dépassant 62 µg/dL une diminution de la calcémie, une réduction de la minéralisation de l'os, et une augmentation des taux de l'hormone parathyroïdienne. On a suggéré que certains effets pouvaient se manifester au-dessous de 20 µg/dL, mais DeLuca (1985) a précisé qu'il était prématuré d'en conclure que le plomb inhibait spécifiquement le système hormonal de métabolisation de la vitamine D.

Toutefois, étant donné les multiples fonctions de la vitamine D, il est possible qu'une interférence du plomb avec son métabolisme entraîne indirectement des effets délétères importants.

5. Les effets neurocomportementaux de l'exposition au plomb

Il semble que le plomb soit sélectivement absorbé par les cellules du système nerveux central, surtout durant les premières phases du développement de celui-ci. En tant que neurotoxine, il semble influer sur le métabolisme

du sodium et du calcium, et inhiber les enzymes neuroniques. On pense aussi que l'accumulation du précurseur AAL de l'hème intervient dans certains effets cliniques et biochimiques du saturnisme. Chez les adultes, à taux de plombémie de 100-120 µg/dL (Chisholm, 1965; NAS, 1972), survient une encéphalopathie aigüe (maladie dégénérative du cerveau), et celle-ci se manifeste chez les enfants les plus susceptibles à des taux de plombémie de 80-100 µg/dL (EPA, 1977).

Une grande partie de la controverse sur les effets du saturnisme, surtout chez les jeunes enfants, a pour origine la recherche dont les résultats suggèrent qu'à des taux de plombémie typiques de ceux que l'on rencontre dans les populations urbaines, des effets neurocomportementaux et neurophysiologiques significatifs peuvent se manifester. Ces suggestions ont éveillé l'inquiétude des parents et des collectivités, et les ont amenés à exercer de fortes pressions politiques en vue de l'adoption de mesures visant à réduire davantage les taux d'exposition au plomb.

Il reste encore à déterminer quels effets spécifiques sont liés à quels taux particuliers d'exposition au plomb. La question la plus importante est de savoir s'il existe un lien direct entre les taux d'exposition au plomb et les effets neurocomportementaux, ou si une situation de pauvreté entraîne des problèmes neurocomportementaux qui à leur tour tendent à accroître le taux d'exposition au plomb. Autrement dit, tout simplement, une situation socio-économique défavorable a-t-elle pour effet à la fois une forte exposition au plomb <u>et</u> des déficiences neurocomportementales?

De toute évidence, on ne peut déterminer quel facteur précède l'autre, que si l'on conçoit des modes d'investigation de caractère prospectif. Dans les premières études transversales et rétrospectives, il est apparu que les plombémies de l'ordre de 50-70 µg/dL étaient liées à une diminution moyenne d'environ 5 points du quotient intellectuel (QI) chez l'enfant (de la Burde and Choate, 1972, 1975; Rummo, 1974; Rummo et coll., 1979; Rutter, 1980). On a toutefois critiqué la plupart des études susmentionnées (Bornschein, HWR; Dietrich, HWR; Yule et Rutter, 1985; EPA, 1986); la critique la plus justifiée était qu'en général, ces études ne tenaient pas suffisamment compte d'un certain nombre de facteurs, la plupart liés à des situations socio-économiques qui ont une incidence notoire sur le quotient intellectuel (QI) de l'enfant.

Needleman et coll. (1979) ont établi une corrélation entre les déficiences neurocomportementales et les taux de plomb contenu dans la dentine. Dans une vaste population d'enfants vivant à Boston, ils ont découvert un effet symptomatique, à des taux de plomb dans la dentine correspondant, comme démontré ensuite, à une plombémie supérieure à 33 µg/dL. Bien qu'initialement critiqués, une proportion significative des travaux réalisés par ce groupe sont maintenant généralement reconnus (Winneke, 1983; Needleman, 1984; Needleman et coll., 1985; Yule et Rutter, 1985).

Yule et Rutter (1985) ont entrepris un examen détaillé et une nouvelle analyse d'un certain nombre d'études neuropsychologiques publiées depuis 1979, qui avaient été réalisées sur des enfants, afin de voir si d'une étude à l'autre, on pouvait observer une certaine concordance des résultats. Les

enfants étudiés présentaient une plombémie comprise entre 0,5 et 35,5 µg/dL; les taux de plomb dans la dentine ou la dent entière se situaient entre 1,4 et 38,5 µg/g. Après avoir examiné de façon détaillée les procédés et détails techniques caractérisant cet ensemble de recherches, les auteurs en ont conclu que "les effets neuropsychologiques du plomb présent dans la gamme de concentrations actuellement enregistrées dans les milieux habituels, dépourvus de risques particulièrement élevés, sont très faibles". Cette conclusion est basée sur des études significatives d'un point de vue statistique, et statistiquement peu importantes. Les auteurs ont jugé que le plomb n'entrait que pour 2 à 3 % dans la variance de la performance cognitive observée chez l'enfant. Ceci équivaut à la différence de 2 à 5 points du quotient intellectuel (QI) que l'on note souvent entre les groupes présentant une plombémie faible et ceux présentant une plombémie élevée, dans les études susmentionnées. Toutefois, dans une population, un écart de 5 points du quotient intellectuel (QI) signifie que le nombre d'enfants ayant un QI inférieur à 70 adoublé (Rutter, 1980; Needleman, 1983; HWR). Toutes les études aboutissant à des découvertes positives montrent des différences dans le même sens.

Les arguments que l'on vient de préciser sont très importants, même s'ils ne répondent pas à la question cruciale de savoir s'il existe un lien de cause à effet : il reste à élucider intégralement le lien existant entre les trois éléments suivants : situation socio-économique - plombémie - QI.

Toutefois, les résultats concordent au moins avec l'hypothèse d'un lien causal, parce que : (i) ils sont biologiquement plausibles, (ii)

l'élimination statistique des variables prêtant à confusion n'a pas complétement éliminé l'incidence des taux de plomb, et (iii) on observe une concordance entre ces études du point de vue de l'orientation des résultats, et dans une certaine mesure du point de vue de l'ordre de grandeur de l'incidence (Yule et Rutter, 1985). Quant aux résultats préliminaires des études prospectives, Bornschein (HWR) a rapporté cinq d'entre eux; il semble qu'il y ait un effet initial mesurable (un abaissement de l'indice de développement moteur de Bayley (IDM) à l'âge de six mois, et une diminution du poids à la naissance), attribuables à une exposition intra-utérine au plomb. Cet effet n'est pas toujours persistant, et l'on n'a pas découvert de corrélation avec les taux de plombémie post-nataux. Une observation à ce propos a été faite par Zeskind et Ramey (1981), qui ont démontré l'effet prépondérant de la stimulation du nourrisson sur le développement de son quotient intellectuel (QI) durant les trois premières années de la vie : les conséquences négatives d'une malnutrition au stade foetal ont progressivement empiré durant l'examen suivi sur 36 mois de jeunes enfants élevés dans un milieu non stimulant (indice cognitif général [ICG] 71 ± 10); les jeunes enfants particulièrement exposés, et qui ont été soumis à une stimulation supplémentaire, présentaient un indice ICG de 96 ± 11, impossible à distinguer de celui d'un groupe peu exposé ayant reçu une stimulation comparable (ICG 98 ± 16).

Un autre détail important précisé par Yule et Rutter (1985) et par Dietrich (HWR) est que le lien entre le taux d'exposition au plomb et l'abaissement du QI ne paraît évident que chez les enfants venant d'un milieu socio-économique défavorisé. Deux autres détails sont pertinents :

- Il n'existe pas de preuve indéniable que la charge corporelle de plomb a pour conséquence une hyperactivité de l'enfant. Yule et Rutter (1985) ont jugé "qu'il serait prématuré d'exclure la possibilité d'un effet, mais par ailleurs, on ne dispose pas actuellement de preuves suffisantes pour déduire qu'il en existe un".

- Il subsiste des doutes sur l'existence d'un seuil d'effets neuropsychologiques du plomb. On a observé des résultats négatifs, lors d'études dans lesquelles la plombémie se situait bien au-dessous de 15 µg/dL, par exemple dans l'étude faite en Grande-Bretagne, qu'a examinée Harvey (1984). Par contre, les études réalisées aux États-Unis, qui présentent les preuves les plus convaincantes de tels effets, s'appliquent à des populations caractérisées par une plombémie nettement plus élevée. Yule et Rutter (1985) ont jugé "qu'il est possible (mais pas démontré) que les effets du plomb soient négligeables lorsque la plombémie est inférieure à 20 µg/dL".

6. Autres effets sur le système nerveux central

On a entrepris quelques études, afin d'explorer la relation entre la plombémie et les fonctions électrophysiologiques chez l'enfant. On a entrepris ces études, par suite de la découverte d'anomalies électroencéphalographiques chez des animaux atteints de saturnisme (Zook et coll., 1972; Saito, 1973). Fox et coll. (1982), Impelman et coll. (1982) et Cooper

et coll. (1980) ont signalé une altération de l'activité visuelle, une diminution de l'acuité visuelle scotopique, et une altération de la vitesse de conduction dans les circuits visuels. Fox et coll. (1977, 1979) et Winneke (1979) ont aussi noté des altérations des réponses évoquées visuellement (REV) à des impulsions lumineuses. Toutefois, ces résultats -- altérations de la réponse, des latences ou des amplitudes -- présentent des incohérences, qui selon Otto (1986) seraient probablement dues à des différences dans les méthodes employées, mais il était possible qu'il y ait eu un effet réel du point de vue des réponses auditives évoquées dans le tronc cérébral. Les études conduites sur des enfants présentant des taux de plombémie inférieurs à 60 µg/dL ont également montré des incohérences dans les résultats, et n'ont pas été confirmées par des études faites en double (Otto, 1986). On comprend encore mal l'importance biologique des résultats indiqués et leur relation avec le fonctionnement des mécanismes psychologiques. On doit encore considérer ces études comme purement expérimentales.

7. Effets sur le système nerveux périphérique

On dispose de méthodes plus précises, et de résultats plus clairs et plus faciles à interpréter, pour évaluer les effets et les variations des taux de plombémie sur le système nerveux périphérique. Le symptôme bien connu de la main tombante chez les travailleurs atteints de saturnisme a stimulé les recherches relatives à la conduction nerveuse chez les travailleurs utilisant le plomb. Les études antérieures ont été effectuées sur des individus dont la plombémie se rapprochait du niveau de toxicité (plombémie supérieure à 80 µg/dL), tandis que les études ultérieures visaient

à clarifier les effets d'expositions plus faibles au plomb (plombémies inférieures à 70 µg/dL). La Commission a examiné un grand nombre d'études s'appliquant à ces gammes de plombémie.

Plusieurs difficultés obscurcissent l'interprétation des résultats (Neri et Bichlmaier-Callery, HWR). Quelques-unes des études parviennent faiblement à maîtriser les variables parasites et celles prêtant à confusion, d'autres études le choix des paramètres de contrôle, et d'autres études encore les méthodes employées pour les mesures. On n'a en aucune manière pu déterminer de façon cohérente laquelle des plusieurs mesures utilisées, et lesquels des divers nerfs testés, représentaient l'indicateur le plus sensible du point de vue de l'effet exploré. Les différences entre les méthodes employées par les divers chercheurs ont peut-être contribué à ce problème. Toutefois, il est clair qu'aux niveaux toxiques ou presque toxiques de plombémie, les nerfs périphériques peuvent subir des lésions sérieuses. Les changements pathologiques sont principalement la dégénérescence des axones, avec disparition des grandes fibres myélinisées, accompagnée d'un certain degré de démyénilisation (Simpson et coll., 1964; Behse et coll., 1972; Buchtal et Behse, 1979).

Ceci contraste avec les résultats d'expériences conduites sur des animaux, dans lesquelles la lésion primaire semble être une démyélinisation segmentaire(Fullerton, 1966). Le diamètre des fibres nerveuses (axones) et le degré de myélinisation sont des facteurs importants, étant donné que la vitesse de conduction nerveuse augmente en fonction à la fois du diamètre et

de la myélinisation des fibres nerveuses. Les types d'altération décrits qui résultent d'une intoxication par le plomb, se produisent aussi avec la plupart des autres poisons chimiques. Par conséquent, il est très important de pouvoir contrôler ces types d'exposition (alcool, autres métaux lourds, etc.), afin de pouvoir différencier leurs effets de ceux du plomb.

Dans la plupart des études, on a constaté des altérations dans l'une ou plusieurs des mesures de conduction nerveuse utilisées. Bien qu'aucune mesure en particulier ne soit nettement plus sensible à un effet nocif du plomb que les autres, l'observation la plus fréquente est une réduction de la vitesse de conduction dans les fibres sensorielles du nerf médian (Seppalainan et coll., 1975; Araki et Honma, 1976; Ashby, 1980).

On a exprimé les mêmes doutes à propos des effets du plomb se manifestant au-dessous des taux de toxicité, que pour les autres répercussions sur la santé attribuées à ce métal. La plupart des chercheurs signalent des résultats à des taux de plombémie dépassant 60 µg/L. Seules quatre études indiquent une incidence du plomb à des taux plus faibles que 50 µg/L. Ce sont en particulier les deux études de Seppalainen (Seppalainen et coll., 1979; Seppalainen et Hernberg, 1982), dans lesquelles sont exprimés certains doutes sur l'évaluation de l'exposition au plomb. Dans l'étude de Seppalainen et Hernberg (1982), la plupart des différences significatives ont été observées dans la gamme de 50-59 µg/dL. La troisième étude a été réalisée par Bordo et coll. (1982), qui ont montré que l'on n'observait pas d'atteinte à la santé des travailleurs exposés le plus longtemps, dans le groupe dont la plombémie ne dépassait jamais 50 µg/dL. La quatrième étude

est celle de Rosen et coll. (1983), qui ont employé la plombémie présente des travailleurs du groupe le moins exposé (ayant une plombémie inférieure à 30 µg/dL), dont la durée d'emploi se situait entre 18 et 336 mois. Il est probable que ce taux a été substantiellement dépassé autrefois. Dans l'une des études plus poussées, une analyse de résultats appariés, réalisée par Triebig et coll. (1984), a montré des différences significatives de la conduction nerveuse, seulement à des taux de plombémie dépassant 70 µg/dL.

Bien que plusieurs chercheurs aient rapporté des résultats négatifs, il fait peu de doute que la conduction nerveuse est altérée à des taux de seulement 50-60 µg/dL. On n'a pu prouver que de tels effets surviennent à des taux de plombémie inférieurs à ces valeurs. L'importance clinique des altérations à des taux de plombémie inférieurs à 70 µg/dL n'est pas connue. On dispose toutefois de quelques indices (Bordo et coll., 1982), selon lesquels ces altérations seraient parfois spontanément réversibles.

8. Effets du plomb sur la reproduction

Il est connu depuis le milieu du 19^{e} siècle (Paul, 1860, Neri, HWR) qu'à des niveaux de toxicité élevée, le plomb peut avoir une incidence sur la fécondité masculine, et aussi réduire la viabilité du produit de conception (fausses couches et avortements spontanés). Plusieurs études ont démontré que le plomb (et d'autres métaux lourds) traversent la barrière placentaire (Angell et Lavery, 1982; Barltrop, 1969); en outre, durant la grossesse, il y a souvent mobilisation des réserves de calcium (et par conséquent de plomb) contenues dans l'os, en raison d'une augmentation de la

demande de calcium (Thompson et Robertson, 1985). Ces facteurs, associés à la prévalence élevée de l'anémie (laquelle est inévitablement renforcée par les effets toxiques du plomb), font que les femmes enceintes et leur(s) foetus sont un groupe fortement exposé aux risques. On rencontre aussi le plomb dans le lait des femmes allaitantes, mais il est peu probable que les très faibles concentrations relevées aient un effet nocif sur l'enfant nourri au sein (Rockway et coll., 1984; Kovar et coll., 1984; Rabinowitz et coll., 1985).

9. Exposition prénatale

L'intoxication saturnine de la mère peut provoquer chez le nourrisson une encéphalopathie et d'autres troubles neurologiques (Pearl et Boxt, 1980; Sensirivatana et coll., 1983). Toutefois, la documentation indique qu'un grand nombre de ces effets pourraient être réversibles (Neri, HWR; Qazi et coll., 1980; Pearl et Boxt, 1980). On effectue depuis le milieu des années 1970 plusieurs études épidémiologiques, pour clarifier la relation entre l'exposition au plomb et l'avortement spontané (Wibberley et coll., 1977; Nordstrom et coll., 1978; Alexander et Delves, 1981). Dans la plupart de ces études, on a postulé le taux d'exposition au plomb d'après les antécédents des parents, du point de vue de leurs lieux de résidence. Les résultats de ces études ne sont pas concluants. En outre, ces études étant de caractère écologique, on n'a pu tenir compte de l'effet d'autres variables environnementales (c'est-à-dire de la présence d'autres métaux lourds), du mode de vie (tabagisme, consommation d'alcool) et des facteurs sociaux (statut socio-économique, situation professionnelle) (Neri, HWR). De même, on n'a pas établi de relation claire concernant la contribution du plomb au

syndrome de mort subite du nourrisson (Hoppenbrouwers et coll., 1981; Erickson et coll., 1983; Lyngbye et coll., 1985).

10. Taux de fécondité masculine

Il semble que les effets toxiques du plomb sur la fécondité masculine soit plus clairement établis, en particulier aux taux de plombémie élevés (supérieurs à 60-70 µg/dL) (Lancranjan et coll., 1975; Butrimovitz et coll., 1983; Dawson et coll., 1985). À de tels taux de plombémie, on a constaté que le plomb réduisait la spermatogénèse, la puissance et la libido. Des biopsies testiculaires ont démontré l'existence de modifications pathologiques spécifiques (Braunstein et coll., 1978). La plupart des études ont été faites sur des travailleurs exposés au plomb. Bien que certains résultats paraissent contradictoires, il fait peu de doute que le plomb était responsable des altérations indiquées. Toutefois, ces altérations ne sont pas particulières au plomb, et le cadmium, le cuivre, le zinc et d'autres métaux souvent manipulés par les ouvriers employant le plomb ont aussi été incriminés (Stanwell-Smith et coll., 1983; Dawson et coll., 1985). De même, l'état concomitant du système génito-urinaire et l'effet des variables résultant du style de vie (consommation d'alcool, tabagisme) ont rarement été inclus dans une étude systématique. On n'a pas démontré les effets du plomb sur la fécondité masculine, aux taux de plomb auxquels la population en général est exposée.

11. Mutagénécité

De nombreuses études ont été faites sur la mutagénécité possible du plomb. Depuis 15 ans, la majorité des études s'appliquent spécifiquement aux individus exposés au plomb par la nature même de leur travail. Le type d'effets mutagènes cités par les divers chercheurs sont principalement ceux de type "secondaire", c'est-à-dire consistant en cassures et lacunes des chromosomes, et en échanges de chromatides (Lehnert, 1970). Dans les cas où l'on a aussi dosé les autres métaux, on a constaté que la corrélation avec le plomb était moins nette qu'avec les autres métaux (Neri, HWR; Deknudt et coll., 1973). On a obtenu la plupart des résultats positifs à des taux de plombémie plus élevée (supérieurs environ à 50 µg/dL). Plusieurs études ont montré que ces modifications pouvaient être réversibles. Là aussi, dans de nombreux cas, des habitudes personnelles comme le tabagisme sont des inducteurs bien connus d'aberrations des chromatides (Neri, HWR; Nordenson et coll., 1978a, b). L'exposition aux rayonnements ionisants, en particulier les examens radiographiques médicaux régulièrement effectués sur les travailleurs, est aussi un facteur bien connu d'induction d'aberrations chromosomiques, et n'a pas été considérée. Par conséquent, il subsiste encore un doute sur la relation entre l'exposition au plomb et ses effets mutagènes sur les êtres humains.

Les preuves fournies par l'expérimentation animale et humaine laissent subsister peu de doutes quant aux importantes conséquences d'une plombémie élevée pour la reproduction. Toutefois, il paraît très peu probable que de tels effets apparaissent à des taux de plombémie aussi bas

que ceux de la majorité de la population canadienne (moins de 20 µg/dL). À des dosages aussi faibles, les indices deviennent moins cohérents à la fois lors des observations sur des êtres humains et de l'expérimentation animale, et la possibilité d'interférences possibles, comme l'exposition à d'autres métaux toxiques, le mode de vie et la situation socio-économique, augmente substantiellement. La Commission estime que pour clarifier la relation susmentionnée, on doit faire appel à des études épidémiologiques bien conçues, et qui portent sur un grand nombre de sujets.

12. Plomb et tension artérielle

La relation entre la pression artérielle et la plombémie est un sujet de controverse continuelle, depuis qu'une analyse des données NHANES a démontré un lien entre les deux (Harlan et coll., 1985; Pirkle et coll., 1985; Schwartz, HWR). La controverse a aussi été suscitée par l'emploi d'une analyse des tendances en fonction du temps, (i) dans le but de confirmer l'hypothèse selon laquelle la réduction du taux de plomb dans l'essence expliquerait le déclin de l'hypertension chez les hommes de race blanche aux États-Unis, dans les groupes d'âge de 40 à 59 ans, et (ii) en vue d'une estimation du nombre de vies que l'on sauve en réduisant l'hypertension et les complications qui en résultent. Harlan et coll., (1985) ont clairement précisé que "l'on ne devait déduire aucun lien de cause à effet de cette enquête transversale relative aux effets du plomb, du calcium et du zinc sur la pression artérielle, bien que les observations faites sur la population en général concordent avec les résultats de l'abondante expérimentation animale

concernant les effets toxiques du plomb et l'interaction des oligo-éléments", et que "nos analyses des données de l'enquête NHANES II montrent qu'il existe un lien entre la plombémie et la pression artérielle, mais que le caractère transversal de l'enquête restreint toute inférence de causalité". La Commission est d'accord avec ces affirmations.

La Commission a examiné en détail la documentation sur le lien entre la plombémie et la pression artérielle. La conclusion tirée de cette étude est que, même si ce lien est biologiquement plausible, il n'existe pas suffisamment de preuves d'une relation de cause à effet, si l'on se réfère aux résultats rapportés par les divers chercheurs. Les principaux problèmes d'interprétation de l'analyse des données NHANES II résultent de ce que (i) les données sur les augmentations de la pression artérielle ne sont pas présentées de façon plus réaliste ou systématique, par exemple sous forme de tableaux de références croisées et d'exposé des risques relatifs (les références croisées permettraient plus facilement aux lecteurs d'évaluer les détails associatifs); (ii) l'on s'appuie presque exclusivement sur la probabilité statistique pour évaluer la validité de cette corrélation, plutôt que sur la mesure de l'effet (coefficient de régression) et sur la proportion de la variance qu'explique la régression (R^2); et (iii) dans le traitement ultérieur des données, on a seulement étudié un groupe défini selon l'âge, le sexe et la race, afin d'exclure toute variable pouvant prêter à confusion.

La Commission a examiné l'hypothèse du point de vue des conditions typiques du Canada. Neri et Hewitt (1986) ont analysé les données fournies par l'enquête de 1978-1979 sur la santé au Canada, la seule enquête du même

type faite en Amérique du Nord, et par l'analyse de deux cohortes industrielles. L'une comprenait 115 employés de la Cominco Ltd, pour lesquels on disposait de 5 déterminations annuelles simultanées de la pression artérielle et de la plombémie. La seconde cohorte comprenait un groupe de 534 ouvriers de la Brunswick Mining and Smelting Corporation, à propos desquels on disposait au maximum de 13 ans de mesures concomitantes. Ce dernier groupe de données comprenait aussi six années de mesures des taux urinaires de cadmium.

Les données fournies par l'enquête sur la santé au Canada (qui présentent l'avantage d'avoir été rassemblées sur une période de 9 mois, comparativement à 49 mois dans le cas des données de l'enquête NHANES II), apportent un modeste appui qualitatif aux résultats cités par Harlan et coll., (1985) et Pirkle et coll., (1985); les modifications que présentent les deux sexes sont conformes à l'orientation indiquée par l'hypothèse d'un effet du plomb. Toutefois, l'association est ténue. Elle perd toute signification, lorsque les taux d'hémoglobine et de cuivre (tous deux utilisés dans l'analyse de l'enquête NHANES) sont introduits dans la régression. Détail plus important, la corrélation est faible, parce que l'effet d'une élévation de la plombémie de 1 à 43 µg/dL se traduit tout au plus par une augmentation de 1,5 à 3 mm (au plus) de Hg de la pression artérielle. La proportion explicable de la variance caractérisant la pression artérielle est aussi assez faible. L'analyse d'une seule cohorte n'a pas permis de confirmer l'hypothèse du plomb. Les données sur l'autre cohorte, à propos desquelles on a jugé les mesures de la pression artérielle comme étant plus fiables, ont statistiquement et nettement appuyé l'hypothèse

d'un effet du plomb sur la pression diastolique, non sur la pression systolique.

La Commission a conclu que dans l'enquête NHANES II (Schwartz, HWR), la corrélation entre les taux de plombémie et la pression artérielle est bien établie pour les hommes de race blanche du groupe de 40 à 59 ans, mais il reste à démontrer qu'elle représente un phénomène typique de tous les groupes. Quant au caractère causal de cette corrélation, nous exprimons encore des doutes. Les coefficients de corrélation non ajustés que citent Harlan et coll. (1985) montrent que la proportion de variance de la pression artérielle qu'expliquerait la plombémie est de 2,5 % pour les individus de sexe masculin blancs et de 1,2 % pour les noirs. Dans l'enquête canadienne sur la santé, la valeur correspondante est de 1,4 % pour les deux sexes.

Étant donné la faiblesse de l'effet noté, même si la causalité de la corrélation peut être démontrée, son importance du point de vue de la prévention des maladies cardiovasculaires n'est peut être pas telle que le suggèrent Pirkle et coll. (1985). Nous ne pensons pas qu'au Canada, on puisse évaluer correctement les coûts médicaux, en se basant sur ces corrélations.

13. Quels taux de plombémie prédominent au Canada?

Le compte-rendu qui précède indique clairement l'importance des taux de plombémie comme mesure courante de l'exposition humaine au plomb, et comme indicateurs de la probabilité d'effets néfastes pour la santé. Généralement,

on convient de ce que la plombémie est la meilleure mesure dont on dispose à cet effet, bien que chez l'enfant en particulier, elle soit loin d'être idéale. Quelle est la gamme caractéristique des taux de plombémie au Canada, et dans quelle mesure ces taux sont-ils comparables à ceux d'autres pays?

Neri et Tessier, dans le rapport de l'atelier de la Commission sur la santé (HWR), présentent un compte-rendu détaillé des indices connus, tandis que Nantel précise les taux de plombémie. Schwartz résume les découvertes faites à ce sujet aux États-Unis. Ici, nous commentons ces analyses détaillées, et cherchons à donner une généralisation des résultats.

La Commission a exprimé sa surprise de ce que si peu d'enquêtes épidémiologiques sur la plombémie aient été réalisées dans l'ensemble du Canada et dans d'autres pays. L'absence de données solides écarte toute affirmation catégorique sur notre situation relative. Seules deux enquêtes ont été effectuées sur la population, dans le but exclusif d'évaluer les taux de plombémie : l'enquête faite en Ontario (ministère de la Santé de l'Ontario, 1985), qui porte exclusivement sur des enfants, et une série d'enquêtes faites par la Commission des Communautés européennes (1981), qui concerne à la fois les enfants et les adultes. Dans deux autres grandes enquêtes sur la population, une étude dans le cadre de l'enquête NHANES II faite aux États-Unis (1976-1980) (Mahaffey et coll., 1982; Annest, 1983) et l'enquête de 1979 et 1980 sur la santé au Canada (1981) incluait le taux de plombémie parmi les mesures effectuées. Toutefois, on exprime de fortes réserves sur la validité des deux enquêtes quant aux estimations des taux de plombémie dans les populations de l'un et l'autre pays. L'enquête NHANES II

a été réalisée sur une période de 49 mois, durant laquelle se sont manifestées des variations substantielles des taux de plombémie dans la population échantillonnée. Le relevé n'était pas conçu de façon à ce qu'on puisse évaluer ces variations insoupçonnées, donc les résultats obtenus ne font que suggérer une déviation des taux de plombémie dans la population.

Les estimations des taux de plombémie, provenant de l'enquête sur la santé au Canada, ont aussi fait l'objet de plusieurs critiques. On en a discuté en détail dans le rapport de l'atelier de la Commission sur la santé (HWR); cependant, dans l'ensemble, la Commission convient de ce que les estimations indiquées peuvent être utilisées à des fins de comparaison, à condition que l'on n'insiste pas trop sur l'exactitude des taux moyens indiqués, en particulier dans les gammes inférieures de plombémie (<5 µg/dL).

Deux méthodes de comparaison peuvent s'appliquer à la plupart des pays à propos desquels on a examiné les données obtenues. L'une consiste à examiner dans quelle mesure les taux de plombémie des divers groupes échantillonnés dans l'ensemble de la population, selon l'âge et le sexe, sont comparables aux données canadiennes; la seconde méthode consiste à examiner les taux de plombémie des groupes vivant dans des zones connues de forte exposition au plomb (points chauds), et qui ont fait l'objet d'un plus grand nombre d'études.

On peut employer deux types de mesures pour comparer les différents groupes : les taux moyens du groupe, et la proportion d'individus à l'intérieur du groupe qui manifestent un taux de plombémie au-dessus d'un

taux donné. Le second type est préférable, pour un certain nombre de raisons. Les moyennes arithmétiques ne suffisent pas tout à fait pour présenter une distribution des valeurs, si l'on ne donne pas de mesure de leur dispersion, comme l'étalement, ou l'intervalle, et l'écart-type. En outre, comme c'est le cas pour la plupart des valeurs biologiques, la distribution des taux de plombémie des populations est biaisée à droite. La valeur médiane et la moyenne géométrique sont par conséquent de meilleurs paramètres descriptifs. Toutefois, les chercheurs n'utilisent pas tous les mêmes paramètres, et la comparaison devient difficile. On peut largement surmonter ce problème en utilisant la proportion d'individus présentant une plombémie supérieure à certains taux, même si les valeurs choisies ne sont pas toujours les mêmes. Cette approche présente l'avantage supplémentaire d'être moins dépendante de l'exactitude des mesures qui sont moins précises aux taux inférieurs de plombémie.

On a examiné un certain nombre des échantillonnages aléatoires (ou quasi-aléatoires) des taux de plombémie relevés durant la dernière décennie dans des groupes de la population n'entrant pas dans la catégorie des travailleurs, en particulier les enfants. Il s'agit de populations de grandes et de petites dimensions, de populations situées dans des zones fortement exposées, et de populations urbaines et rurales. La plupart des enquêtes ont porté sur des groupes particuliers, reconnus comme étant situés dans des zones fortement exposées, ou constituant des groupes particulièrement susceptibles (comme les enfants). De toute évidence, les études à grande échelle de la population ne peuvent être accomplies que par des organismes gouvernementaux. Il semble que les taux de plombémie aient diminué dans la plupart des pays industrialisés. La Commission croit qu'il

serait très utile d'observer ces tendances, mais nous estimons aussi que les taux relevés lors des dernières enquêtes canadiennes sont suffisamment rassurants pour qu'une coûteuse étude suivie de ce type ne se justifie plus. Toutefois, nous recommandons que l'on mesure les taux de plomb toutes les fois que de vastes échantillonnages sont réalisés à d'autres fins. Dans de tels cas, il est impératif que l'on suive une méthode rigoureuse d'échantillonnages et d'analyses chimiques, de façon à éviter la controverse qui a entouré les mesures de la plombémie faites dans le cadre de l'enquête canadienne sur la santé. Les relevés des taux de plombémie doivent aussi être un mode de premier choix pour l'évaluation du problème des points chauds.

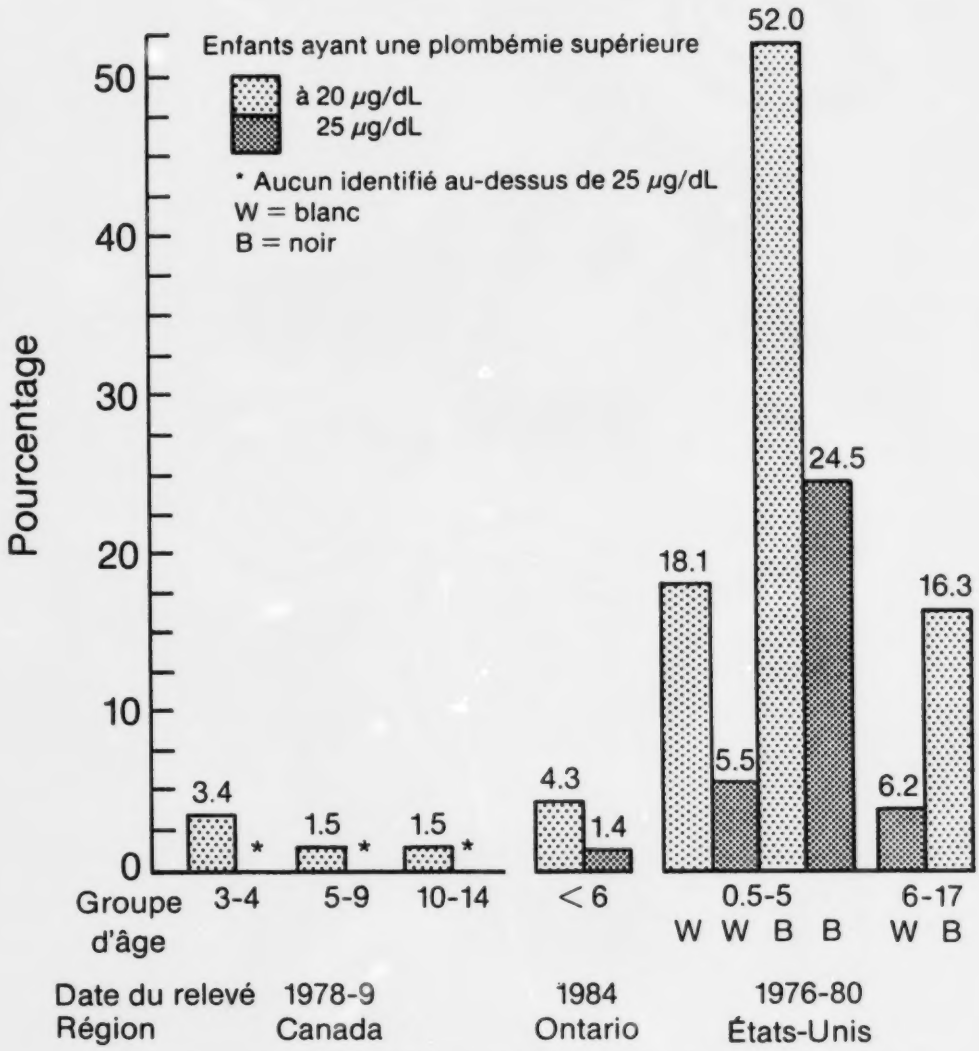
Il existe une discordance significative entre les valeurs de la plombémie chez les enfants mesurée dans du sang extrait de capillaires (par piqûre d'aiguille au doigt), et les autres valeurs obtenues avec l'analyse du sang veineux. En particulier, nous avons été impressionnés par les faibles taux de plombémie rapportés dans une enquête récente sur les enfants vivant dans le centre de Londres, au Royaume-Uni (Stehlow et Barltrop, 1986). Ces taux étaient semblables à ceux qu'indiquait l'enquête canadienne sur la santé. Pour la Commission aussi bien que pour les chercheurs travaillant à l'enquête sur le plomb, l'explication la plus plausible de la différence entre les taux de plombémie dans un type d'échantillonnage sanguin et dans l'autre, est une contamination extérieure des échantillons*.

---

* Un groupe de 108 enfants âgés de 6 mois à 5 ans, examinés lors de l'enquête NHANES II, et dont on a prélevé le sang par piqûre au doigt, montrait des taux de plombémie supérieurs d'au moins 6 µg/dL à ceux d'enfants sur lesquels on a fait une prise de sang veineux (Mahaffey et coll., 1982).

À la suite de ces résultats, on voit qu'il faut tenir compte des méthodes de prise de sang, lorsqu'on veut comparer les données de diverses enquêtes sur les enfants. La Commission recommande fortement que pour effectuer les relevés de la plombémie dans des populations d'adultes ou d'enfants, on adopte des procédés stricts, bien normalisés et systématiques de prise et de stockage du sang. On ne doit utiliser que du sang veineux (qu'il s'agisse d'enfants ou d'adultes), sauf si l'on dispose de personnel expérimenté, ayant reçu une formation dans les méthodes de prélèvement de sang par piqûre au doigt.

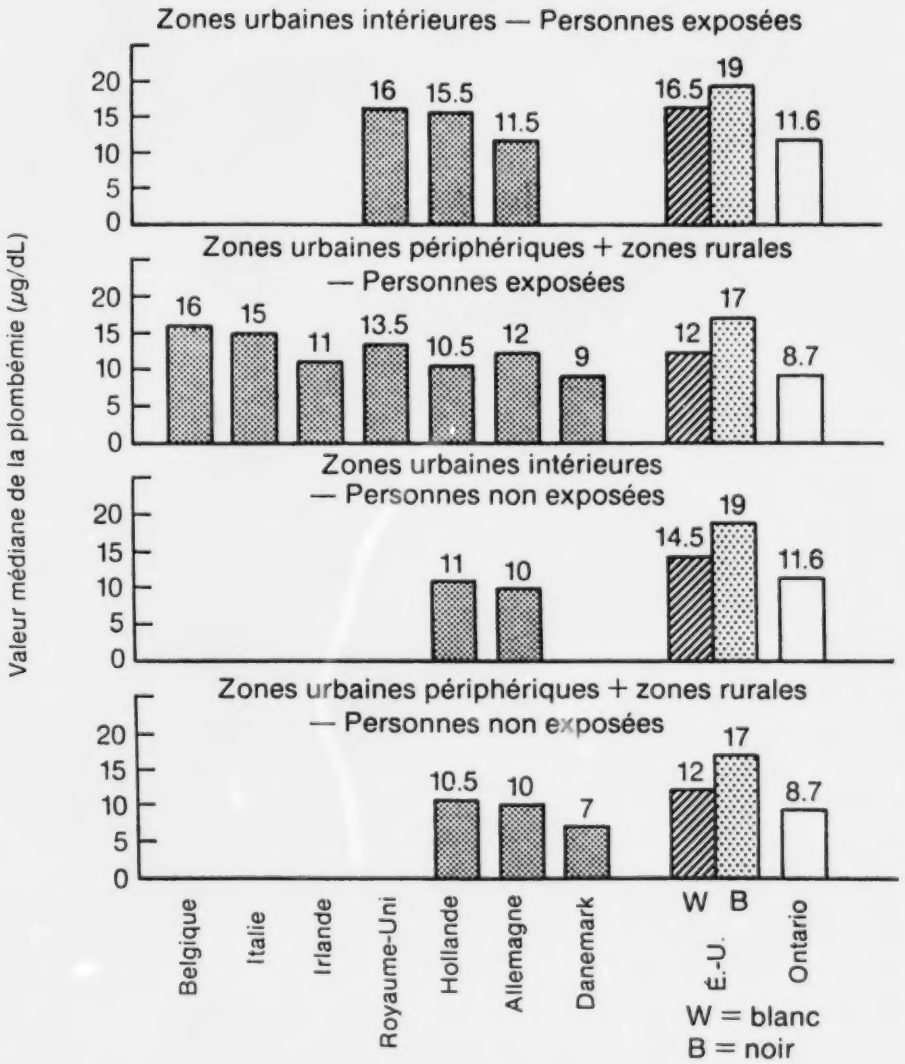
Les résultats des comparaisons entre les taux de plombémie au Canada et dans les pays où l'on a obtenu des données comparables sont rassurants (figures VII.2 à VII.4). Il semble que les Canadiens aient des taux de plombémie plus bas que les populations de certains autres pays industrialisés d'Europe (voyez les figures VII.3 et VII.4). D'autres données pertinentes sont d'une part les résultats rapportés par McCabe d'études sur des enfants (HWR), indiquant l'importante proportion d'enfants américains chez qui l'on a relevé des taux de plombémie élevés (supérieurs à 40 µg/dL), d'autre part la remarque importante de cet auteur à propos des peintures au plomb. Rosen (HWR) a indiqué qu'uniquement dans son hôpital, 120 à 150 enfants étaient admis annuellement pour subir un traitement de désintoxication par chélation. Ceci, comparativement à une moyenne de huit admissions dans tout le Canada durant les cinq dernières années (voyez le tableau I.I, la section I, et l'annexe VI). Toutefois, il ne fait pas de doute que les taux de plombémie ont baissé aux États-Unis depuis la publication des données



N.B. Il y avait une diminution des taux de plombémie dans presque tous les pays indiqués dans les figures VII.2 et VII.3. Les données étaient recueillis pendant les différentes périodes. On doit les comparer avec prudence. Les chiffres au-dessus des colonnes indiquent les pourcentages exactes.

Figure VII.2. Comparaison d'enfants ayant des taux de plombémie supérieurs à 20 et 25 µg/dL au Canada, en Ontario et aux États-Unis.

Source : Enquête canadienne sur la santé (1981), ministère de la Santé de l'Ontario (1985), Annest (1983).



N.B. Il y avait une diminution des taux de plombémie dans presque tous les pays indiqués dans les figures VII.2 et VII.3. Les données étaient recueillis pendant les différentes périodes. On doit les comparer avec prudence. Les chiffres au-dessus des colonnes indiquent les pourcentages exactes.

Figure VII.3 Comparaison entre les plombémies moyennes (µg/dL) d'enfants de groupes d'âges spécifiques, dans les régions suivantes :
États-Unis, NHANES II (É.-U.), 6 mois - 5 ans, 1976-1980, (W - blanc, B - noir)
Pays sélectionnés de la Communauté Européenne, enfants au-dessous de 14 ans, 1977
Enquête canadienne sur la santé, 3-9 ans, 1978-1979
Enquête de l'Ontario sur la plombémie, enfants au-dessous de 6 ans, 1984

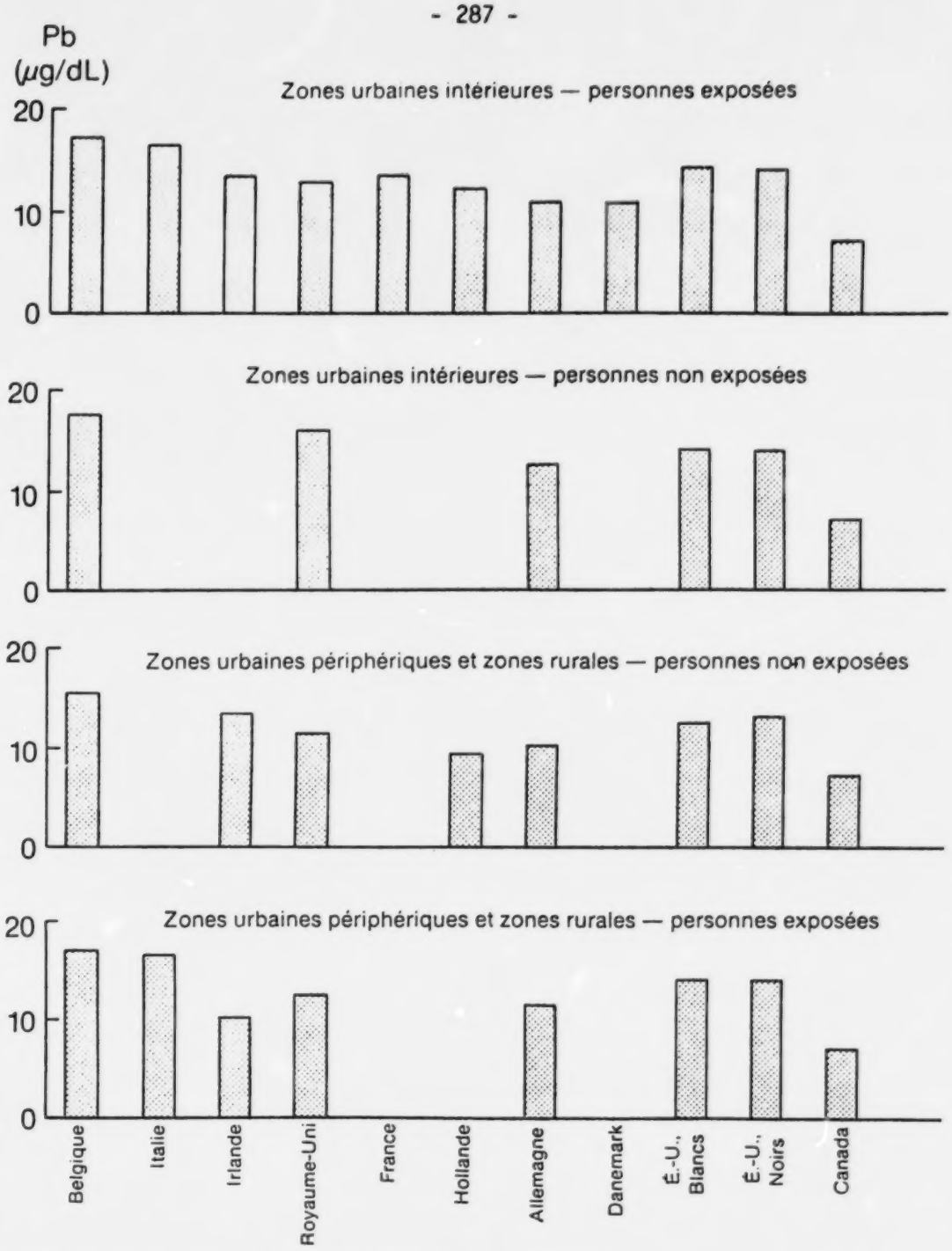


Figure VII.4. Comparaison entre les plombémies moyennes spécifiques d'adultes séparés géographiquement, dans les zones suivantes :
États-Unis, NHANES II (É.-U.), 1976-1980, moyennes géométriques
Pays sélectionnés de la Communauté européenne, 1977, valeurs médianes
Enquête canadienne sur la santé, 1978-1979, moyennes arithmétiques

Sources : CCE, 1981
Annest, 1983
Enquête canadienne sur la santé, 1981

présentées ici aux figures VII.3 et 4. Durant le dernier trimestre (1980) de l'analyse des résultats de l'enquête NHANES II, les taux de plombémie moyens de la population des USA étaient tombés à 9,8 µg/dL (Grant, 1986).

Sans aucun doute, la réglementation autrefois imposée au Canada sur les taux de plomb dans de nombreux produits explique une grande partie les améliorations qui ont continuellement été apportées. Le Canada a aussi la bonne fortune de ne pas contenir de vastes zones de maisons délabrées. On considère ces deux facteurs comme très importants aux États-Unis, où, selon les estimations de Pope (1986), jusqu'à 842 000 enfants de moins de 7 ans vivraient dans des maisons délabrés peintes avec des pigments au plomb (EPA, 1986). Même dans les soi-disants points chauds du Canada, tels que les secteurs de Trail et de South Riverdale, la plombémie chez les enfants (et les adultes) n'est pas aussi élevée que dans des régions similaires des États-Unis, et la proportion d'enfants manifestant des taux de plombémie supérieurs au niveau d'intervention (25 µg/dL) est substantiellement moins élevée qu'au coeur des vastes régions urbanisées d'autres pays (tableau VII.II).

14. Quel est l'effet général sur la santé?

Nous avons vu qu'au Canada, dans la mesure où l'on peut se fier aux rares données disponibles, les taux de plombémie semblent inférieurs à ceux d'autres pays industriels, et il apparaît qu'ils sont effectivement sur le déclin; nous avons décidé d'examiner uniquement la possibilité qu'il y ait

Tableau VII.II

Taux moyens de plombémie enregistrés lors des divers relevés des points chauds* au Canada et dans d'autres pays

Localité	Année	Taux moyen de plombémie (µg/dL)	Groupe d'âge	N°
Trail, C.-B. (tous les résultats dans un rayon de 2 milles)	1977	22 28	1-3 et 6	147 49
South Riverdale (Toronto) Ontario	1973 1982 1983 1984	28 14 15,8 15,5	? 6	 135 70 216
Rouyn-Noranda, Québec	1979	25	0-12	
Murdochville, Québec	1983	16	6-12	327
Silver Valley (E.-U.) Zone 1**	1977	65,6	1-9	
Zone 2		47,6		
Zone 3		33,8		
Zone 4		32,3		
Belgique				
Zones des fonderies***	1974	30,1	11	37
	1975	26,4	11	40
	1976	24,6	11	38
	1977	28,9	11	56
	1978	27,8	11	43

* Zones autour des fonderies.
** Suivant la distance de la fonderie.
*** Localité non identifiée, à 1 km de la fonderie.

Source : Résumé des travaux de Neri et Tessier, HWR

des effets nettement néfastes pour la santé à des taux de plombémie inférieurs au niveau de 25 µg/dL, si souvent cité comme niveau d'intervention.

Il ne fait pas de doute que le système hématopoïétique -- le système incluant la synthèse de l'hème et de ses successeurs dans l'organisme, et le rôle du sang dans les autres fonctions de l'organisme -- est perturbé à ces faibles taux. La synthèse de l'hème elle-même est altérée à des taux proches des plus faibles taux observables. Ce sont ces détails qui ont conduit la Commission à accepter dans son rapport préliminaire le fait qu'il était justifié de réduire les taux de plombémie au-dessous des niveaux de 1985. Les mêmes raisons sont encore valables en 1986. Il n'est pas évident que cette perturbation donne lieu à des dommages réels, mais, comme nous l'avons vu, il est difficile de définir ces derniers. Comme l'a indiqué Southwood (1983), les raisons pour lesquelles on devrait réduire les taux de plombémie sont une affaire de prudence, mais certainement pas de dommages évidents.

Mais que penser des affirmations selon lesquelles le plomb présenterait un danger pour le développement mental et comportemental, les performances neuropsychologiques, et même le développement corporel et la croissance de l'enfant? que penser du problème de l'effet de la plombémie sur la pression artérielle?

Il ressort des études faites que l'on a de bonnes raisons de supposer que l'intoxication par le plomb a des conséquences réelles pour le développement neurocomportemental de l'enfant. Les effets indiqués par les

tests sont toutefois faibles, et tendent à être obscurcis par un grand nombre de facteurs prêtant à confusion, liés en particulier au statut socio-économique. En outre, il est difficile de déceler ces effets aux taux de plombémie relevés chez les enfants canadiens. Il est aussi difficile de démontrer à ces taux d'autres effets sur l'enfant. Ces considérations s'appliquent même davantage aux effets suggérés de la plombémie sur la croissance et le développement.

Il en est de même aussi pour la relation entre les taux de plombémie et la pression artérielle. On observe une relation mal définie entre l'un et l'autre, au moins chez certains groupes d'adultes. Mais là aussi, il est difficile de dégager la réalité des facteurs qui prêtent à confusion. Aux bas taux de plombémie typiques de la population canadienne, nous doutons que cette relation ait une importance quelconque.

Ces incertitudes veulent-elles dire que le Canada peut se permettre d'ignorer le problème du plomb? Certainement pas. Il existe encore au Canada des points chauds dans lesquels on relève des taux assez élevés de plombémie chez l'enfant. C'est de ceux-ci qu'il est question au paragraphe VIII. Il existe aussi le problème de l'exposition au plomb sur les lieux de travail, détail qui dépasse le mandat de notre étude. Les taux de plombémie sont beaucoup plus élevés parmi les travailleurs exposés que dans la population en général. La recherche récente présente un grand intérêt du point de vue de la santé des travailleurs et du point de vue des perspectives. Nous espérons que d'autres personnes examineront cette recherche.

Bibliographie

Alexander, F.W. and Delves, T.H., 1981. Blood levels during pregnancy. Int. Arch. Occup. Environ. Health, 84:35.

Angell, N.F. and Lavery, J.P., 1982. The relationship of blood lead levels to obstetric outcome. Am. J. Obstet. Gynecol., 142:40.

Annest, J.L., 1983. Trends in the Blood Lead Levels of the US population. The Second National Health and Nutrition Examination Survey (NHANES II 1976-1980). In: M. Rutter and R. Russell-Jones (eds.), Lead Versus Health. Wiley, London.

Araki, S.H. and Honma, T., 1976. Relationship between lead absorption and peripheral nerve conduction velocities in lead workers. Scand. J. Work Environ. Health, 4:225.

Ashby, J.A.S., 1980. A neurological and biochemical study of early lead poisoning. Br. J. Ind. Med., 37:133.

Barltrop, D., 1969. Transfer of lead to the human fetus. In: D. Barltrop and W.L. Burland (eds.), Mineral Metabolism in Pediatrics. Davis Co., Philadelphia, PA. pp. 135-151.

Barltrop, D. and Meek. F., 1975. Absorption of different lead compounds. Postgrad. Med. J., 51:801-804.

Barry, P.S.I. and Mossman, D.B., 1970. Lead concentrations in human tissues. Br. J. Ind. Med., 27:339-351.

Barton, J.C., Conrad, M.E., Nuby, S. and Harrison, L. 1978. Effects of iron on the absorption and retention of lead. J. Lab. Chem. Med., 92:536-547.

Behse, F., Pach, J. and Dorndorf, W., 1972. Polyneuropathy due to lead poisoning. Clinical electrophysiological and biopsy findings. J. Neurol., 202-209.

Blake, K.C.H. and Mann, M., 1983. Effect of calcium and phosphorus on the gastrointestinal absorption of ^{203}Pb in man. Environ. Res., 30:188-194.

Bordo, B., Massetto, N., Musicco, M., Filippini, G., and Boeri, R., 1982. Electrophysiologic changes in workers with low blood levels. Am. J. Ind. Med., 3:23.

Braunstein, G.D., Dahlgren, J. and Loriaux, D.L., 1978. Hypogonadism in chronically lead-poisoned men. Infertility, 1(1):33.

Buchtal, F. and Behse, F., 1979. Electrophysiology and nerve biopsy in men exposed to lead. Br. J. Ind. Med., 36:135.

Butrimovitz, G.P., Sharlip, I. and Lo, R., 1983. Extremely low lead concentrations. Seminal lead concentrations and male fertility. Clin. Chim. Acta, 135:229.

Cerklewski, F.L. and Forbes, R.M., 1976. Influence of dietary zinc on lead toxicity in the rat. J. Nutr., 106:689-696.

Chamberlain, A.C., Heard, M.J., Little, P., Newton, D., Wells, A.C. and Wiffin, R.D., 1978. Investigations into Lead from Motor Vehicles. Report No AERE-R9198, Atomic Energy Research Establishment, Harwell, UK.

Chisholm, J.J. Jr., 1965. Chronic lead intoxication in children. Dev. Med. Child Neurol., 7:529-536.

Commission des Communautés européennes; 1981. Directive du Conseil 77/312/CEE. Examen biologique systématique de la population afin de déceler les intoxications par le plomb. Rapport périodique COM(81)88. Final. Bruxelles.

Cooper, G.P., Fox, D.A., Howell, W.E., Laurie, R.D., Tsang, W. and Lewkowski, J.P., 1980. Visual evoked responses in rats exposed to heavy metals. In: W.H. Merigan and B. Weiss (eds.), Neurotoxicity of the Visual System. Raven Press, New York. pp. 203-218.

Dawson, E.B., Ritter, S., Harris, W.A. and Powell, L.C., 1985. Source of toxic metals in seminal plasma. Am. J. Clin. Nutr., 41:864.

Deknudt, G.H., Leonard, A. and Ivanov, B., 1973. Chromosome aberrations observed in male workers occupationally exposed to lead. Environ. Physiol. Biochem., 3:132.

de la Burde, B. and Choate, M.S., 1972. Does asymptomatic lead exposure in children have latent sequelae? J. Pediatr. (St. Louis), 81:1088-1091.

de la Burde, B. and Choate, M.S., 1975. Early asymptomatic lead exposure and development at school age. J. Pediatr. (St. Louis), 87:638-642.

DeLuca, H.F., 1985. Air Quality Criteria for Lead, Volume IV of IV (Rapport pour 1983 de l'EPA).

Dresner, D.L., Ibrahim, N.G., Mascarenhas, B.R. and Levere, R.D., 1982. Modulation of bone marrow heme and protein synthesis by trace elements. Environ. Res., 28:55-66.

Enquête canadienne sur la santé, 1981. La santé des Canadiens. Rapport sur l'enquête canadienne sur la santé, 1980. Approvisionnements et Services Canada. Cat. n° 82-538E, Ottawa.

EPA, 1977. Air Quality Criteria for Lead. EPA-600/8-77-017. Health Effects Research Laboratory, Criteria and Special Studies Office, US Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC.

EPA, 1986. Review of the National Ambient Air Quality Standards for Lead: Assessment of Scientific and Technical Information. OAQPS Staff Paper. Office of Air Quality Planning and Standards. US Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC. February.

Erickson, H.M., Poklis, A., Gantner, G.E., Dickinson, A.W. and Hillman, L.S., 1983. Tissue mineral levels in victims of Sudden Infant Death Syndrome I. Toxic metals - lead and cadmium. Pediatr. Res., 17(10):779-784.

Finelli, V.N., Klander, D.S., Karaffa, M.A. and Petering, H.G., 1975. Interaction of zinc and lead on δ-aminolevulinic acid dehydratase. Biochem. Biophys. Res. Commun., 65:303-311.

Flanagan, P.R., Hamilton, D.L., Haist, J. and Valberg, L.S., 1979. Interrelationships between iron and lead absorption in iron-deficient mice. Gastroenterology, 77:1074-1081.

Flanagan, P.R., Chamberlain, M.J. and Valberg, L.S., 1983. Iron and lead absorption in humans - reply (letter). Am. J. Clin. Nutr., 38:334-335.

Fowler, B.A., Kimmel, C.A., Woods, J.S., McConnell, E.E. and Grant, L.D., 1980. Chronic low level lead toxicity in the rat. III. An integrated assessment of long-term toxicity, with special reference to the kidney. Toxicol. Appl. Pharmacol., 56:59-77.

Fox, D.A., Lewkowski, J.P. and Cooper, G.P., 1977. Acute and chronic effects of neonatal lead exposure on the development of the visual evoked response in rats. Toxicol. Appl. Pharmacol., 40:449-461.

Fox, D.A., Lewkowski, J.P. and Cooper, G.P., 1979. Persistent visual cortex excitability alterations produced by neonatal lead exposure. Neurobehav. Toxicol., 1:101-106.

Fox, D.A., Wright, A.A. and Costa, L.G., 1982. Visual acuity deficits following neonatal lead exposure: cholinergic interactions. Neurobehav. Toxicol., 4:689-693.

Fullerton, P.M., 1966. Chronic peripheral neuropathy produced by lead poisoning in guinea-pigs. J. Neuropath. Exp. Neurol., 25:214.

Goyer, R.A., 1978. Calcium and lead interactions - some new insights. J. Lab. Clin. Med., 91(3):363-365.

Grant, L.D., 1986. Personal communication. US Environmental Protection Agency.

Hamilton, D.L., 1978. Interrelationships of lead and iron retention in iron-deficient mice. Toxicol. Appl. Pharmacol., 46(3):651-661.

Harlan, W.R., Landis, R.J., Schmouder, R.L., Goldstein, N.G. and Harlan, L.C., 1985. Blood lead and blood pressure. J. Am. Med. Assoc., 253:530-534.

Harvey, P.G., 1984. Lead and children's health - recent research and future questions. J. Child Psychol. Psychiatr., 25(4):517-522.

Heard, M.J. and Chamberlain, A.C., 1982. Effect of minerals and food on up-take of lead from the gastrointestinal tract in humans. Hum. Toxicol., 1:411-415.

Hernberg, S., 1980. Biochemical and clinical effects and responses as indicated by blood concentration. In: R.L. Singal and J.A. Thomas (eds.), Lead Toxicity. Urban and Schwarzenberg, Baltimore, Maryland. pp. 367-399.

Hoppenbrouwers, T., Calub, M., Arakawa, K. and Hodgman, J.E., 1981. Seasonal relationship of Sudden Infant Death Syndrome and environmental pollutants. Am. J. Epidemiol., 113(6):623-635.

Impelman, D., Lear, C.L., Wilson, R. and Fox, D.A., 1982. Central effects of low level developmental lead exposure on optic nerve conduction and the recoverability of geniculocortical responses in hooded rats. Soc. Neurosci. Abstr., 8:81.

Johnson, N.E. and Tenuta, K., 1979. Diets and blood levels of children who practice pica. Environ. Res., 18:369-376.

Kehoe, R.A., 1961. The metabolism of lead in man in health and disease: the normal metabolism of lead (The Harben Lectures, 1960). J. R. Inst. Public Health Hyg., 24:81-97.

Kello, D. and Kostial, K., 1973. The effect of mild diet on lead metabolism in rats. Environ. Res., 6:355-360.

Klander, D.S. and Petering, H.G., 1977. Anemia of lead intoxication: a role for copper. J. Nutr., 107:1779-1785.

Kovar, I.Z., Strehlow, C.D., Richmond, J. and Thompson, M.G., 1984. Perinatal lead and cadmium burden in a British urban population. Arch. Dis. Child., 59:36.

Lancranjan, I., Popescu, H.I., Gavanescu, O., Klepsch, I. and Serbanescu, M., 1975. Reproductive ability of workmen occupationally exposed to lead. Arch. Environ. Health, 30:396.

Lauwerys, R., Roels, H., Buchet, J.-P., Bernard, A.A., Verhaeven, L. and Konings, J., 1983. The influence of orally administered vitamin C or zinc on the absorption of and the biological response to lead. J. Occup. Med., 25:668-678.

Lehnert, G., 1970. Chromosomal Aberrations Due to the Effect of Lead. Paper presented at Conference on Chemical Pollution and Human Ecology, Prague, October 12-17.

Litman, D.A. and Correia, M.A., 1983. L-tryptophan: a common denominator of biochemical and neurological events of acute hepatic porphyrias? Science (Washington), 222:1031-1033.

Lyngbye, T., Hansen, O.N., Vangbert, L. and Grandjean, P., 1985. Lead as a cause of SIDS. N. Engl. J. Med., 313(15):954.

Mahaffey, K.R. (ed.), 1985. Factors modifying susceptibility to lead toxicity. In: Dietary and Environmental Lead: Human Health Effects. Elsevier Press, Amsterdam. p. 403.

Mahaffey, K.R., Annest, J.L., Roberts, J. and Murphy, R.S., 1982. National estimates of blood lead levels: United States, 1976-1980. N. Engl. J. Med., 307:573-579.

Mahaffey-Six, K. and Goyer, R.A., 1972. The influence of iron deficiency on tissue content and toxicity of ingested lead in the rat. J. Lab. Clin. Med., 79:128-136.

Markowitz, M.E. and Rosen, J.F., 1981. Zinc (Zn) and copper (Cu) metabolism in $CaNa_2$ EDTA-treated children with plumbism. Pediatr. Res., 15:635.

Millar, J.A., Battistina, V., Carswell, F., Cumming, R.L.C. and Golderg, A., 1970. Lead and delta-aminolevulinic acid dehydratase levels in mentally retarded children and in lead poisoned suckling rats. Lancet, 2(7675):695-698.

Ministère de la Santé de l'Ontario, 1985. Blood Lead and Associated Risk Factors in Ontario Children, 1984. Toronto. (Plombémie et risques associés pour les enfants ontariens, 1984).

Moore, M.R. and Goldberg, A., 1985. Health implications of the hematopoietic effects of lead. In: K.R. Mahaffey (ed.), Dietary and Environmental Lead: Human Health Effects. Elsevier Press, Amsterdam.

NAS, 1972. Lead: Airborne Lead in Perspective. National Academy of Sciences, Division of Medical Sciences, National Research Council, Committee on Biological Effects of Atmospheric Pollutants, Washington, DC.

Needleman, H.L., Gunnoe, C., Leviton, A., Reed, R., Peresie, H., Maher, C. and Barrett, P., 1979. Deficits in psychologic and classroom performance of children with elevated dentine lead levels. N. Engl. J. Med., 300:698-695.

Needleman, H.L., 1983. Low level lead exposure and neuropsychological performance. In: M. Rutter and R. Russell-Jones (eds.), Lead versus Health. John Wiley and Sons Ltd., London. pp. 229-247.

Needleman, H.L., 1984. Comments on Chapter 12 and Appendix 12C, Air Quality Criteria for Lead (External Review Draft # 1) and Appendix to ECAO Critique. US Environmental Protection Agency. Docket No. ECAO-CD-81-2 IIA E.C.1.20. Washington, DC.

Needleman, H.L., Rabinowitz, M., Leviton, A., Linn, S. and Schoenbaum, E., 1984. The relationship between prenatal exposure to lead and congenital anomalies. J. Am. Med. Assoc., 251:2956-2959.

Needleman, H.L., Geiger, S.K. and Frank, R., 1985. Lead and IQ scores: A reanalysis. Science, 227:701-704.

Neri, L.C. and Hewitt, D., 1986. Blood Lead and Blood Pressure: Data from the Canada Health Survey. Doit être publié.

Nordenson, I., Beckman, G., Beckman, L. and Nordstrom, S., 1978a. Occupational and environmental risk in and around a smelter in Northern Sweden. IV. Chromosal aberrations in workers exposed to lead. Hereditas, 88:263.

Nordenson, I., Beckman, G., Beckman, L. and Nordenson, S., 1978b. Occupational and environmental risk in and around a smelter in Northern Sweden. II. Chromosal aberrations in workers exposed to arsenic. Hereditas, 88:47.

Nordstrom, S., Beckman, L. and Nordenson, I., 1978. Occupational and environmental risks in and around a smelter in Northern Sweden. II. Variations in birth weight. Hereditas, 88:43.

OMS, 1973. Technical document on lead. The hazards to health of persistent substances in water. Annexes to the Report of a WHO Working Group, Copenhagen, WHO Regional Office for Europe. (Document EURO 31009 W(1).) pp. 61-110. [Annexes du rapport d'un groupe de travail de l'OMS, Copenhague, Bureau régional de l'OMS en Europe].

OMS, 1980. International Classification of Impairments, Disabilities and Handicaps. World Health Organization, Geneva.

Otto, D.A., 1986. The relationship of event-related brain potentials and lead absorption : a review of current evidence. In: L. Wysocki and L. Goldwater (eds.), Lead Environmental Health: The Current Issues. To be published.

Papaioannou, R., Sohler, A. and Pfeiffer, C.C., 1978. Reduction of blood lead levels in battery workers by zinc and vitamin C. J. Orthomol. Psychiatr., 7:94-106.

Paul, C., 1986. Étude sur l'intoxication lente par les préparations de plomb; de son influence par le produit de la conception. Arch. Gen. de Med., 5:513.

Pearl, M. and Boxt, L.M., 1980. Radiographic findings in congenital lead poisoning. Radiology, 136:83.

Piomelli, S., Seaman, C., Zullow, D., Curran, A. and Davidow, B., 1982. Threshold for lead damage to heme synthesis in urban children. Proc. Natl. Acad. Sci., U.S.A., 79:3335-3339.

Piotrowski, J.K. and O'Brien, B.J., 1980. Analysis of the Effect of Lead in Tissue Upon Human Health Using Dose-response Relationships. Monitoring and Assessment Research Centre Report No. 17. Chelsea College, London.

Pirkle, J.L., Schwartz, J., Landis, J.R. and Harlan, W.R., 1985. The relationship between blood lead levels and blood pressure and its cardiovascular risk implications. Am. J. Epidemiol., 121:246-258.

Pope, A., 1986. Exposure of Children to Lead-based Paints. PEI Associates, Inc. Durham, NC. Prepared for Strategies and Air Standards Division, Office of Air Quality Planning and Standards, U.S. Environmental Protection Agency, January.

Pounds, J.G., Wright, R., Morrison, D. and Casciano, D.A., 1982a. Effect of lead on calcium-mediated cell function in the isolated rat hepatocyte. Toxicol. Appl. Pharmacol., 63:402-408.

Pounds, J.G., Wright, R. and Kodell, R.L., 1982b. Cellular metabolism of lead : a kinetic analysis in the isolated rat hepatocyte. Toxicol. Appl. Pharmacol., 65:88-101.

Qazi, Q.H., Madahar, C. and Yuceoglu, A.M., 1980. Temporary increase in chromosomal breakage in an infant prenatally exposed to lead. Hum. Genet., 53:201.

Quaterman, J., Morrison, J.N. and Humphries, W.R., 1977. The role of phospholipids and bile in lead absorption. Proc. Nutr. Soc., 36:103A.

Rabinowitz, M.B., Wetherill, G. and Koppel, J., 1975. Absorption storage and excretion of lead by normal humans. In: D.D. Hemphill (ed.), Proceedings of the IX Annual Conference on Trace Substances in Environmental Health. University of Missouri Press. pp. 361-368.

Rabinowitz, M.B., Wetherill, G.W. and Koppel, J.D., 1976. Kinetic analysis of lead metabolism in healthy humans. J. Clin. Invest., 58:260-270.

Rabinowitz, M.B., Wetherill, G.W. and Koppel, J.D., 1977. Magnitude of lead intake from respiration by normal man. J. Lab. Clin. Med., 90:238-248.

Rabinowitz, M.B., Kopple, J.D. and Wetherill, G.W., 1980. Effect of food intake and fasting on gastrointestinal lead absorption in humans. Am. J. Clin. Nutr., 33:1784-1788.

Rabinowitz, M., Leviton, A. and Needleman, H., 1985. Lead in milk and infant blood: a dose-response model. Arch. of Environ. Lead, 40:283.

Ragan, H.A., 1977. Effects of iron deficiency on absorption and distribution of lead and cadmium in rats. J. Lab. Clin. Med., 90:700-706.

Rockway, S.W., Weber, C.W., Lei, K.Y. and Kemberling, S.R., 1984. Lead concentrations of milk, blood, and hair in lactating women. Int. Arch. Environ. Health, 53:181.

Roels, H.A., Buchet, J.-P., Lauwerys, R., Hubermont, G., Bruaux, P., Claeys-Thoreau, F., Lafontaine, A. and Van Querschelde, J., 1976. Impact of air pollution by lead on the heme biosynthetic pathway in school-age children. Arch. Environ. Health, 19:310-316.

Roels, H.A., Balis-Jacques, M.N., Buchet, J.-P. and Lauwerys, R.R., 1979. The influence of sex and of chelation therapy on erythrocyte protoporphyrin and urinary δ-aminolevulinic acid in lead-exposed workers. J. Occup. Med., 21:527-539.

Rosen, I., Wildt, K., Gullberg, B. and Berlin, M., 1983. Neurophysiological effects of lead exposure. Scand. J. Work Environ. Health, 9:431-441.

Rosen, J.F. and Markowitz, M.E., 1980. D-penicillamine: its actions on lead transport in bone organ culture. Pediatr. Res., 14:330-335.

Rosen, J.F., Chesney, R.W., Hamstra, A., DeLuca, H.F. and Mahaffey, K.R., 1980. Reduction in 1,25-dihydroxyvitamin D in children with increased lead adsorption. N. Engl. J. Med., 302(20):1128-1131.

Rosen, J.F., Chesney, R.W., Hamstra, A., DeLuca, H.F. and Mahaffey, K.R., 1981. Reduction in 1-25 dihydroxy-vitamin D in children with increased lead absorption. In: S.S. Brown and D.S. Davis (eds.), Organ-Directed Toxicity: Chemical Indices and Mechanisms. Pergamon Press, New York. pp. 91-95.

Rummo, J.H., 1974. Intellectual and Behavioral Effects of Lead Poisoning in Children. University of North Carolina. University Microfilsm 74-26,930.

Rummo, J.H., Routh, D.K., Rummo, N.J. and Brown, J.F., 1979. Behavioral and neurological effects of symptomatic and asymptomatic lead exposure in children. Arch. Environ. Health, 34:120-124.

Rutter, M., 1980. Raised lead levels and impaired cognitive/behavioural development functioning. Dev. Med. Child Neurol. (Suppl.), 42:1-36.

Ryle, J., 1948. Changing Disciplines. Oxford University Press, Oxford. p. 77.

Saito, K., 1973. Electroencephalographic studies on petrol intoxication: Comparison between non-leaded and leaded white petrol. Br. J. Ind. Med., 30:352-358.

Secchi, G.C., Erba, L. and Cambiaghi, G., 1974. Delta-aminolevulinic acid dehydratase activity of erythrocytes and liver tissue in man: relationship to lead exposure. Arch. Environ. Health, 28:130-132.

Sensirivatana, R., Supachadhiwong, O., Phancharoen, S. and Mitrakul, C., 1983. Temporary increase in chromosomal breakage in an infant prenatally exposed to lead. Human Genetics, 53:201.

Seppalainen, A.M. and Hernberg, S., 1982. A follow-up study of nerve conduction velocities in lead exposed workers. Neurobehav. Toxicol., 4:721.

Seppalainen, A.M., Sakari, T. et coll., 1975. Subclinical neuropathy at "safe" levels of lead exposure. Arch. Environ. Health, 30:180.

Seppalainen, A.M., Hernberg, S. and Kock, B., 1979. Relationship between blood lead levels and nerve conduction velocities. Neurotoxicology, 1:313.

Silbergeld, E.K., 1984. Mitochondrial mechanisms of lead toxicity. In: T. Narahashi (ed.), Cellular and Molecular Neurotoxicology. Raven Press, New York. pp. 153-164.

Silbergeld, E.K. and Lamon, J.M., 1980. Role of altered heme synthesis in lead neurotoxicity. J. Occup. Med., 22:680.

Silbergeld, E.K., Kruska, R.E., Miller, L.P. and Eng, N., 1980. Effects of lead in vivo and in vitro on GABAergic neurochemistry. J. Neurochem., 34:1712-1718.

Simpson, J.A., Seaton, D.A. and Adams, J.F., 1964. Response to treatment with chelating agents of anaemia, chronic encephalopathy, and myelopathy due to lead poisoning. J. Neurol. Neurosurg. Psychiatr., 27:536.

Smith, C., Deluca, H.F., Tanaka, Y. and Mahaffey, K.R., 1978. Stimulation of lead absorption by vitamin-D administration. J. Nutr., 108(5):843.

Sorrell, M., Rosen, J.F. and Roginsky, M.R., 1977. Interactions of lead, calcium, vitamin D, and nutrition in lead-burdened children. Arch. Environ. Health, 32:160-164.

Southwood, T.R.W., 1983. Lead in the Environment. Ninth Report of the Royal Commission on Environmental Pollution, London. (Neuvième rapport de la Commission royale sur la pollution de l'environnement, Londres).

Stanwell-Smith, R., Thompson, S.G., Haines, A.P., Ward, R.J., Cashmore, G., Stedronska, J. and Hendry, W.F., 1983. A comparative study of zinc, copper, cadmium and lead levels in fertile and infertile men. Fertil. Steril., 40:670.

Strehlow, C.D. and Barltrop, D., 1986. Secular trends in the exposure of urban and rural populations to lead. In: Lead in the Home Environment. Imperial College Symposium, April.

Stuik, E.J., 1974. Biological response of male and female volunteers to inorganic lead. Int. Arch. Arbeitsmed., 33:83-97.

Thawley, D.G., Willoughby, R.A., McSherry, B.J., MacLeod, G.K., McKay, K.H. and Mitchell, W.R., 1977. Toxic interactions among Pb, Zn, and Cd with varying levels of dietary Ca and Vitamin D - hematological system. Environ. Res., 14:463-475.

Thompson, G.N. and Robertson, E.F., 1985. Lead mobilization during pregnancy. Med. J. Aust., 143-131.

Tola, S., Hernberg, S., Asp, S. and Nikkanen, J., 1973. Parameters indicative of absorption and biological effect in new lead exposure: a prospective study. Br. J. Ind. Med., 30:134-141.

Triebig, G., Weltle, D. and Valentin, H., 1984. Investigations on neurotoxicity of chemical substances in the workplace. Int. Arch. Occup. Environ. Health, 53:189.

Watson, W.S. and Hume, R., 1983. Iron and lead absorption in humans. Am. J. Clin. Nutr., 38:333-334.

Watson, W.S., Hume, R. and Moore, M.R., 1980. Oral absorption of lead and iron. Lancet, 2:236-237.

Whetsell, W.O. and Kappas, A., 1981. Protective effect of exogenous heme against lead toxicity in organotypic cultures of chick dorsal root ganglia (DRG): electron microscopic observations. J. Neuropathol. Exp. Neurol., 40:334.

Whetsell, W.O., Jr., Sassa, S.T. and Kappas, A., 1984. Porphyrin-heme biosysthesis in organotypic cultures of mouse dorsal root ganglia. J. Clin. Invest., 74:600.

Wibberley, D.G., Khera, A.K., Edwards, J.H. and Rushton, D.I., 1977. Lead levels in human placentae from normal and malformed births. J. Med. Genet., 14:339-345.

Winneke, G., 1979. Modification of visual evoked potentials in rats after long term blood lead elevation. Act. Nerv. Super., 21:282-284.

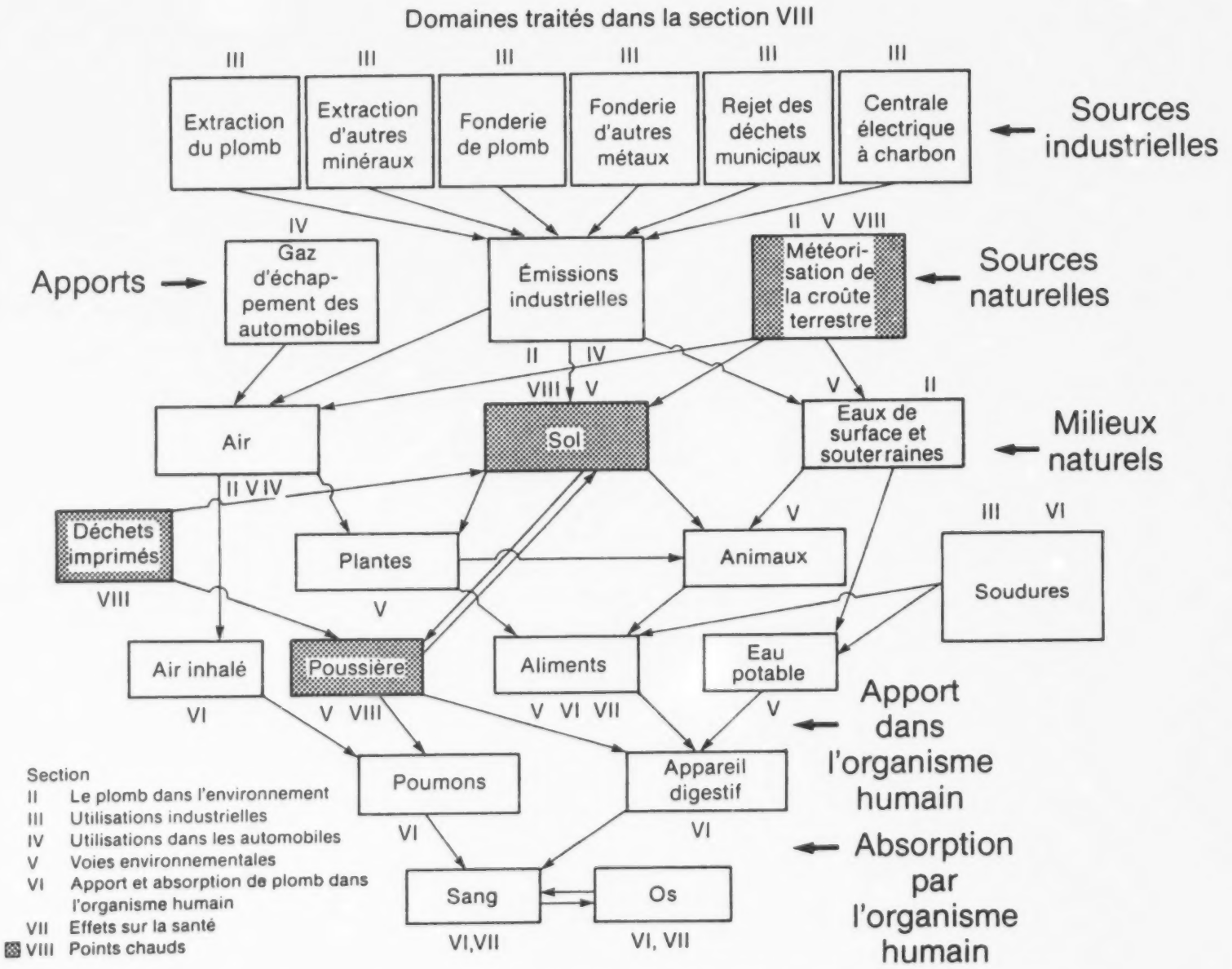
Winneke, G., 1983. Neurobehavioural and neuropsychological effects of lead. IN: M. Rutter and R. Russel-Jones (eds.), Lead versus Health. John Wiley and Sons Ltd., London. pp. 249-265.

Yule, W. and Rutter, M., 1985. Effects of lead on children's behaviour and cognitive performance. In: K.R. Mahaffey (ed.), Dietary and Environmental Lead: Human Health Effects. Elsevier, Amsterdam.

Zeskind, P.S. and Ramey, C.T., 1981. Preventing intellectual and interactional sequelae of fetal malnutrition: a longitudinal, transactional and synergistic approach to development. Child Dev., 52:213.

Ziegler, E.E., Edwards, B.B., Jensen, R.L., Mahaffey, K.R. and Fomon, S.J., 1978. Absorption and retention of lead by infants 1978. Pediatr. Res., 12:29-34.

Zook, B.C., Carpenter, J.L. and Roberts, R.M., 1972. Lead poisoning in dogs. Occurrence, source, clinical pathology and electroencephalograph. Am. J. Vet. Res., 33:891-902.



Les parties ombrées correspondent aux domaines touchés dans la section en question

VIII Le problème des points chauds

1. Qu'entend-on par points chauds?

Nous avons présenté le Canada comme étant un pays dans lequel le plomb est largement dispersé dans l'environnement, en particulier à proximité des populations humaines. Nous avons suggéré qu'encore, la plupart des Canadiens sont moins exposés au plomb que les populations d'autres pays industriels; il semble qu'ils aient une charge corporelle de plomb moins élevée et soient moins exposés aux risques d'intoxication par le plomb dans l'environnement, que ces populations.

Ce point de vue optimiste ne se justifie pas dans les régions où les concentrations de plomb dans l'air, dans l'eau et dans le sol sont nettement plus élevées en raison de la présence de sources industrielles locales. On appelle généralement ces zones des points chauds. La façon dont le public perçoit la menace que représentent ces points chauds a donné au problème une visibilité politique. Les points chauds sont de deux types :

- Les secteurs du centre-ville, près des fonderies de plomb ou des industries utilisant du plomb, où aux rejets industriels s'ajoute le plomb libéré par l'essence que consomme la circulation automobile intense.

- Les zones proches des fonderies de première fusion du plomb, des mines ou des concentrateurs de minerai, et aussi d'autres industries métallurgiques; ces zones sont habituellement éloignées des grandes villes, mais comprennent les villes et villages les desservant, où les taux d'exposition peuvent être élevés.

Dans cette section, nous avons regroupé les deux types de cas qui ont éveillé des inquiétudes. Le traitement des cas est délibérément anecdotique, de façon à représenter autant que possible la réalité, c'est-à-dire les expériences locales que dissimulent les généralités des sections précédentes. Nous avons inclus une brève étude des débordements caractéristiques des rejets urbains -- l'épandage des boues résiduaires contaminées par du plomb, et souvent employées comme engrais dans les terres agricoles.

Dans les points chauds, on rencontre des taux inhabituellement élevés de plomb dans le sol, dans les végétaux et dans les eaux de surface (pas toujours dans tous les trois). Les concentrations ambiantes de plomb dans l'atmosphère augmentent habituellement aussi, de même que dans les retombées de poussières. Dans les cas où l'industrie responsable du problème a mis fin à ses activités, ou a réduit ses émissions, la contamination du sol et des eaux de surface peut persister pendant des décennies ou même pendant des siècles, même si les concentrations atmosphériques ambiantes augmentent en général de façon très légère (parce que des poussières sont localement soulevées).

Nous avons noté plus haut que le plomb est persistant, une fois qu'il s'est déposé dans le sol, en raison de son immobilité chimique. Par conséquent, les sites contaminés restent dangereux longtemps après leur abandon. Une grande partie du plomb présent dans les sols et les sédiments est en fait un héritage du passé, même là où les activités industrielles se poursuivent. L'élimination du plomb pose de réels problèmes juridiques, économiques et politiques.

Nous n'avons pu préparer une liste complète des points chauds au Canada. Certains ne sont toujours pas identifiés. Dans la section III, nous avons traité des fonderies de première fusion du plomb, et des mines et affineries de ce métal. Parmi ces installations, celles de Kimberley et Trail en Colombie-Britannique et de Belledune-Bathurst au Nouveau-Brunswick, ont été dénoncées auprès de la Commission par des groupements d'intérêts publics, comme une menace environnementale. Nous avons visité ces régions, à l'exception de Kimberley. De fait, des industries métallurgiques du fer et de l'acier et les affineries de cuivre et de nickel, sont parmi les plus gros producteurs d'émissions de plomb (Fenco, 1985), et pourraient créer des conditions favorables au développement de points chauds. Toutefois, il ne semble pas que ces usines aient attiré l'attention du public en raison de leurs émissions de plomb (voyez la section III), et l'on dispose généralement de peu d'information à propos de leur incidence environnementale.

En raison de la crise que traversent les industries minières et les fonderies, nous ne sommes pas surpris que des groupes de défense des intérêts

locaux nous aient demandé de ne pas ajouter aux dépenses déjà consacrées par les industries primaires aux installations de dépollution. Des groupes de citoyens et chefs syndicaux se sont unis aux représentants des autorités locales et aux agents des compagnies pour formuler ces demandes.

Ce sont des groupes de quartier bien organisés et déterminés, dans de grandes villes, qui ont présenté à la Commission les doléances les plus sérieuses. Ces groupes sont préoccupés par les conditions qui règnent dans les zones résidentielles périphériques aux fonderies de seconde fusion du plomb. Il ne fait pas de doute que ces zones constituent pour les Canadiens l'habitat le plus visiblement exposé à ces risques environnementaux, si l'on excepte les lieux de travail de la force ouvrière employée dans l'industrie du plomb.

La Commission soupçonne que dans d'autres localités canadiennes, il existe des points chauds moins grands, qui ont échappé à toute détection. On a récemment étudié un cas de ce genre, à Kingston en Ontario (Stokes et McConnell, 1984). Nous estimons que l'on devrait prendre des mesures pour identifier ces zones de contamination soupçonnées, où l'on a oublié, ou manqué de déceler, la source originale de contamination par le plomb. Les anciens registres industriels, les indices de nature anecdotique, les levés géochimiques et les travaux des géographes urbains font partie des ressources dans lesquelles on pourrait puiser de l'information, avant d'entreprendre ce type de relevé. On a aussi suggéré que les peuples indigènes de la Colombie-Britannique et du Nouveau-Brunswick ont peut-être procédé au grillage de la

galène (sulfure de plomb) pour obtenir des pigments à l'oxyde de plomb. Ainsi, il est possible que l'on trouve des concentrations localement élevées à proximité d'anciens villages.

2. Points chauds urbains : Les fonderies de deuxième fusion

Les fonderies de deuxième fusion sont devenues importantes pour le fonctionnement de l'industrie moderne du plomb (section III). Elles emploient les déchets métalliques contenant du plomb sous diverses formes, en particulier les batteries, et recylent le métal et d'autres produits utiles, à l'intention de divers utilisateurs. Étant donné que l'industrie dépend fortement des sources locales d'approvisionnement, elle cherche toujours à s'installer à proximité ou à l'intérieur de vastes zones urbaines. Les fonderies qui survivent au Canada se trouvent dans le district de Vancouver, à Winnipeg, dans l'agglomération de Toronto, à Mississauga, et dans l'agglomération de Montréal. D'autres ont existé, mais sont maintenant fermées. La figure III.3 (voyez la section III) montre les installations qui fonctionnent encore.

La nature même de l'industrie de seconde fusion du plomb implique que ces types d'activités sont difficiles à contrôler du point de vue des "débordements" de produits toxiques dans l'environnement. Par exemple, le broyage des batteries est une étape initiale nécessaire au recyclage des quantités considérables de batteries usagées d'automobiles qui sont mises au rebut chaque jour. Des plastiques, des acides, du plomb et des oxydes de

plomb sont libérés, et l'on doit confiner autant que possible ces contaminants. Une grande partie de ce travail est effectué par de petites entreprises employant des méthodes primitives, et généralement peu surveillées. Mais les principaux problèmes qui avaient été perçus se sont manifestés à proximité d'entreprises plus importantes, à opérations intégrées, effectuant la transformation des déchets métalliques bruts en plomb fini -- lingots, moulages, divers composés et alliages. Nous allons examiner deux cas particuliers, tous deux à Toronto.

(a) South Riverdale, Toronto*

South Riverdale est un quartier résidentiel de longue date, situé dans la partie est du centre de Toronto. Il se trouve à l'est de la vallée du Don (et donc de la promenade de Don Valley), au sud de la rue Queen, à l'ouest de l'avenue Woodbine et au nord des voies de la gare de tête de ligne de Toronto (la voie est d'approche de la gare centrale [Union Station]). La voie rapide Gardiner borde aussi le quartier situé au sud. Les zones résidentielles qui se trouvent au sud de Queen Street East sont largement occupées par de petites maisons; leur population est ethniquement et socialement diverse, et comprend surtout des groupes à faibles revenus. Le long et au sud d'Eastern Avenue, cette communauté fait face à la principale zone industrielle encore active du centre de Toronto.

---

* Nous remercions le Centre de santé communautaire de South Riverdale, et la Canada Metal Company, en particulier M. P.J. Irwin, de nous avoir aidés à préparer cette section.

Particulièrement visible parmi les usines dont il est question, figure celle de la Canada Metal Company Ltd., dont l'établissement d'Eastern Avenue, fondé en 1925, est l'une des plus grandes fonderies de seconde fusion du plomb au Canada. On y fond et on y affine le plomb provenant des déchets métalliques produits ailleurs (mais les batteries ne sont pas broyées à l'usine même). On y produit des oxydes de plomb dans une installation parallèle. Les figures III.5 et III.6 (section III) illustrent les deux opérations. Une autre usine utilisant du plomb existait à proximité; il s'agit d'une usine de fabrication de peinture et de chromate de plomb, qui est maintenant fermée. Elle a sans doute contribué à la charge locale de plomb du sol.

Depuis 20 ans, la collectivité locale s'inquiète des effets du débordement des décharges de résidus de plomb. Le Centre de santé communautaire de South Riverdale regroupe actuellement les efforts de la collectivité. La Commission a entrepris aux termes d'un contrat conclu avec ce centre, une analyse de la situation locale. On a intégralement réimprimé sa réponse dans le rapport VI, où l'on a délimité les sources préoccupantes de contamination et ou l'on a recommandé d'autres mesures. Ce groupe de citoyens a été l'un des plus actifs du pays à propos du problème des points chauds.

Des enfants de la région ont manifesté des taux de plombémie supérieurs à la normale, depuis un relevé initial effectué en 1973. Ce dernier montrait que 13 % des enfants de South Riverdale âgés de moins de 6 ans présentaient un taux de plombémie supérieur à 40 µg/dL (chiffre comparable à celui relevé

dans les zones les plus touchées de villes des E.-U.). On a postulé que chez les enfants, ces taux de plombémie étaient principalement dus à l'ingestion de poussières ou de particules de sol transportées sur les doigts, les aliments et les friandises. On considère comme constituant les sources locales de pollution, les émissions qui proviennent des installations de la Canada Metal et de la combustion de l'essence au plomb. On a craint que l'écaillage des peintures au plomb puisse être un facteur de contamination, mais on n'a pu le prouver. Les taux de plomb dans le sol étaient très élevés à proximité de l'usine, et montraient une diminution exponentielle en fonction de l'éloignement de la source (Roberts et coll., 1974).

Le ministère de l'Environnement de l'Ontario a imposé à l'usine des mesures restrictives en 1974. Les émissions sont restées élevées jusqu'en 1979, puis sont retombées à des niveaux plus acceptables dès 1981. Elles sont restées assez constantes jusqu'à présent*. L'amélioration est due à la mise en place d'installations modernes de ventilation et de dépoussiéreurs, au perfectionnement des procédés de traitement, à l'installation d'écrans sur les ouvertures, à une meilleure manutention des déchets et produits résí-

---

* Les taux de 1974 définis par le ministère de l'Environnement de l'Ontario correspondaient à un critère maximal de 5 $\mu g/m^3$ sur 24 h, et à un critère maximal de 2 $\mu g/m^3$ sur 30 jours. La Canada Metal, dans son exposé à la Commission, a mentionné un seul cas où le critère de 5 $\mu g/m^3$ sur 24 h ait été dépassé au cours des 4 dernières années. L'examen des dossiers confirme que depuis 1981, cette firme respecte généralement le critère imposé, malgré une infraction survenue en avril 1986 (le taux ayant atteint 7,1 $\mu g/m^3$).

duaires, et au nettoyage des surfaces extérieures (de façon à enlever les poussières qui pourraient s'échapper). Il semble que les contacts entre les représentants des compagnies et les groupes de quartier donnent des résultats probants.

Dans une analyse faite pour la Commission (à l'intention du Centre de santé communautaire de South Riverdale), Rachlis et Hertzman (1986) en sont arrivés aux conclusions suivantes :

- Les enfants de moins de 6 ans vivant à proximité de l'usine (dans un rayon d'environ 300 m à partir de l'usine, zone dans laquelle les taux de plomb du sol dépassent 1000 µg/g [ppm]) présentaient en 1984 des taux de plombémie moyens de 15,5 µg/dL, comparativement à une valeur de 12 µg/dL enregistrée à Toronto et dans d'autres zones urbaines de l'Ontario. 18,5 % des enfants de South Riverdale examinés présentaient des taux de plombémie supérieurs à 20 µg/dL, comparativement à 5,6 % chez des enfants d'autres sites urbains de l'Ontario. Donc, le fait de vivre à proximité de l'usine avait une incidence substantielle sur la santé des enfants, malgré les importants progrès accomplis dans la réduction de la pollution environnementale. Dans les quartiers avoisinants, les taux atmosphériques de plomb étaient semblables à ceux des autres régions de Toronto (0,3-0,5 µg/m³). Les auteurs en ont conclu que le facteur causal était l'absorption du plomb accumulé dans le sol pendant un temps prolongé. La Commission convient de ce que le sol est dans

ce cas probablement un important facteur, mais estime que les retombées actuelles et récentes constituent la principale source d'apport de plomb dans la nourriture.

- Ces chiffres représentent une forte amélioration par rapport à 1973, année durant laquelle les taux moyens de plombémie étaient de 28 µg/dL et 13 % des cas montraient une plombémie supérieure à 40 µg/dL. Toutefois, depuis 1982, on n'a observé aucune autre amélioration.

- Chez les enfants, compte tenu des variations entre individus, les taux de plombémie doivent être substantiellement abaissés, probablement jusqu'à une valeur moyenne de 8,5 µg/dL, qui d'après les auteurs garantirait que 99 % de tous les enfants présenteraient des taux inférieurs à 20 µg/dL.

- On doit principalement y parvenir par enlèvement des sols dont la teneur en plomb est supérieure à 500 µg/g (on avait déjà enlevé dans les propriétés des sols caractérisés par des taux de plomb supérieurs à 2600 µg/g, conformément à la directive provinciale proposée en 1974).

- Il est encore important de prendre des mesures pour réduire les émissions de plomb provenant de la combustion de l'essence, si l'on veut que l'enlèvement du sol s'avère efficace.

- Étant donné que l'on a observé un écaillage des peintures dans certaines maisons où les enfants présentaient des taux de plombémie supérieurs à 20 µg/dL, on devrait entreprendre une inspection de tels locaux.

Les améliorations apportées à South Riverdale, qui sont encourageantes mais incomplètes, peuvent être attribuées à une action vigoureuse de la part de la collectivité; à une réponse prompte du public aux organismes de santé; aux mesures techniques efficaces adoptées par la compagnie concernée; aux programmes efficaces de surveillance de la qualité de l'air et des taux de plombémie; aux programmes d'information du public; et à un bon appui scientifique de la part des organismes du gouvernement provincial, des laboratoires des universités et des laboratoires privés. On a aussi noté une nette amélioration de la coopération entre le ministère provincial de l'Environnement et les organismes locaux d'hygiène publique. Ces améliorations seront encore d'importance cruciale, si l'on doit élever la qualité de l'environnement jusqu'aux niveaux typiques d'autres zones urbaines. Un grand nombre des personnes intéressées nous ont fait part de leur frustration devant la lenteur de la mise en application des mesures, et l'effort nécessaire pour inciter les nombreux participants à coordonner leur action. Ceci était certainement le cas il y a une décennie, mais il en est autrement en 1986. On convient largement du besoin de continuer à agir, et l'on admet dans une certaine mesure que les divers participants doivent "travailler de concert".

(b) Le secteur Niagara (Toronto)*

Ce quartier de Toronto se trouve dans une situation comparable à celle de South Riverdale; il se situe immédiatement à l'ouest du centre-ville, entre King Street West et la gare de tête de ligne de Toronto; la voie rapide Gardiner est parallèle à cette dernière, et encore plus rapprochée de la petite zone résidentielle. La rue Bathurst se trouve à l'est, et la rue Shaw à l'ouest. Une zone de propriétés industrielles, la plupart anciennes, s'étend entre les rues Niagara et Wellington et les chemins de fer (dont la vaste gare de triage, maintenant réduite, borde aussi le quartier).

Cette zone est traversée par une circulation automobile très importante, et a donc reçu des quantités substantielles de poussières contenant du plomb, qui à l'origine se trouvait dans l'essence. Mais l'une des principales sources de plomb est la fonderie de seconde fusion exploitée par la Toronto Refiners and Smelters, Ltd., petite firme familiale située dans le coin sud-est du quartier, dans la rue Bathurst. Cette usine fonctionne depuis 1945 (elle a été constituée en corporation en 1944) et se compose d'une fonderie entièrement intégrée. Elle produit des lingots et alliages de plomb. La matière première consiste surtout en vieilles batteries d'automobiles (provenant en grande partie des E.-U.). L'usine dispose d'une grande broyeuse de batteries, dont la capacité dépasse celle des sources locales d'approvisionnement.

---

* Nous remercions la Niagara Neighbourhood Association (l'association du quartier Niagara) et la compagnie Toronto Refiners and Smelters Ltd., de l'aide qu'ils nous ont apportée dans la préparation de cette section.

Au début des années 1970, ont été exprimées des inquiétudes sur le bruit, les émissions et les poussières volantes provenant de l'usine. On a constaté que le plomb s'accumulait dans les sols. Les taux de plomb du sol étaient très élevés près de l'usine, et diminuaient exponentiellement en fonction de la distance (Roberts et coll., 1974). Dans quelques-unes des propriétés les plus touchées, le sol a depuis été enlevé. En 1972-1974, les taux de plombémie de la population locale étaient élevés. 3,1 % des 734 personnes examinées présentaient des taux de 40 µg/dL ou supérieurs. 9,5 % se situaient au-dessus de 30 µg/dL. La Niagara Neighbourhood Association (l'Association du quartier Niagara) et d'autres groupes ont réclamé avec insistance des améliorations dans les mesures antipollution. La compagnie a été poursuivie aux termes de la Loi sur la protection de l'environnement en 1977, après quoi une série de pourvois en appel ont abouti à l'acquittement de cette compagnie. Les relations entre les associations de quartier, la compagnie et les autorités municipales et provinciales étaient tendues.

Aujourd'hui, la situation s'est améliorée. De nombreuses familles avec enfants ont quitté le quartier, qui fait actuellement l'objet de travaux d'aménagement. En 1984, les taux de plombémie des enfants de moins de 6 ans étaient en moyenne de 12,4 µg/dL, et parmi les quelques enfants dont le taux dépassait 20 µg/dL, un nouvel examen (du sang veineux) n'a indiqué aucun cas dépassant cette valeur. La compagnie a pris des mesures pour réduire les émissions particulaires de plomb. Toutefois, l'Association s'est plainte de ce qu'autour des zones actuellement exploitées de l'usine, les fenêtres et

les écrans étaient brisés, et elle a signalé des infractions aux critères de qualité de l'air. Une infraction de ce type s'est produite en avril 1986, mais les critères sur 30 jours ont été facilement respectés. L'Association réclame aussi le confinement intégral du complexe de bâtiments contenant les hauts-fourneaux. Il nous a été expliqué que la compagnie entreprenait un programme d'amélioration tel que convenu, afin de faire approuver ce programme par le ministère de l'Environnement de l'Ontario. Néanmoins, l'Association poursuit l'affaire devant les tribunaux. Comme ses voisins de South Riverdale, elle affirme que l'enlèvement du sol dans les zones touchées est essentiel pour encore réduire les taux de plombémie. Naturellement, en réduisant l'usage de l'essence au plomb, on a contribué à réduire la charge de plomb des poussières, et l'on continuera à la réduire au cours des prochaines années. Mais l'Association affirme, et la Commission en convient, que le sol constituera encore une source indésirable de plomb pendant des années; toutefois nous insistons sur le fait que les retombées actuelles et récentes de poussières contribuent le plus à l'absorption de plomb par ingestion avec la nourriture. L'Association se prononce fortement en faveur d'une éducation des résidents, comme moyen d'accélérer cette amélioration.

L'usine de la Toronto Refiners and Smelters a soulevé la question d'une mise hors service. On examine actuellement une proposition concernant le prolongement vers l'ouest de la rue Front. Ceci exigerait que l'on démolisse l'usine et plusieurs propriétés avoisinantes. Étant donné les vastes quantités de plomb imprégnant les bâtiments, les planchers, les fondations et les chantiers environnants, cette opération (si l'on décide de la réaliser) exigera que l'on enlève de grandes quantités de sol et de déchets, et qu'on les remplace par d'autres matériaux contenant peu de substances toxiques.

Entre temps, la compagnie reste dans l'incertitude quant à son propre avenir, au moment où l'industrie dans son ensemble souffre d'une faible rentabilité. Comme son président nous l'a précisé, il sera très difficile de trouver un nouveau site; il a l'intention de continuer à exploiter le site actuel aussi longtemps qu'il le pourra. La compagnie est peu intéressée à apporter des améliorations locales au site, dans cette expectative.

3. Points chauds urbains : Industries métallurgiques*

Un grand nombre d'autres industries métallurgiques sont réparties à travers toutes les zones urbaines du Canada. Certaines d'entre elles sont devenues des points chauds du point de vue des taux de plomb émis, même si le travail du plomb n'est pas leur principal objectif. Étant donné que l'industrie sidérurgique primaire ne produit pas toujours beaucoup moins d'émissions de plomb que les fonderies de première fusion du plomb (voyez tableau III.III, section III), on peut se demander si la pollution par le plomb ne risque pas d'atteindre les environs d'autres usines métallurgiques employant certaines quantités de plomb, ou si le plomb n'est pas libéré sous forme de sous-produits indésirables. La Commission ne dispose pas d'une liste complète de ces sites, mais a examiné des cas où l'on soupçonne l'existence d'une pollution par le plomb.

---

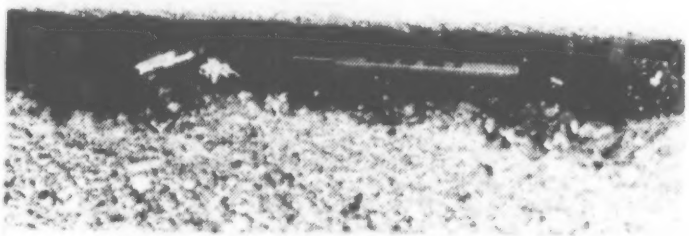
* Nous remercions M. (Dr.) Tom Owen, sous-ministre de l'Environnement au gouvernement du Manitoba, et ses collègues de la Division de la gestion environnementale, de toute l'aide qu'ils nous ont apportée dans la préparation de cette section.

La ville de Winnipeg dispose de deux fonderies de seconde fusion du plomb, et d'une fonderie qui plus généralement produit des alliages, principalement pour la fabrication de pièces d'avions. Toutes les trois se situent dans les banlieues ouest et nord-ouest de la ville, mais une seule (la Canadian Bronze Company Ltd.) est proche de zones résidentielles. En 1979, la province du Manitoba a commencé à analyser le sol des environs, et constaté qu'il existait des taux élevés de plomb dans certains sites. On s'est inquiété de ce que des taux élevés de plomb pouvaient exister dans les cours d'écoles du voisinage. De nombreux résidents ont soupçonné les usines de la Canadian Bronze d'en être responsable.

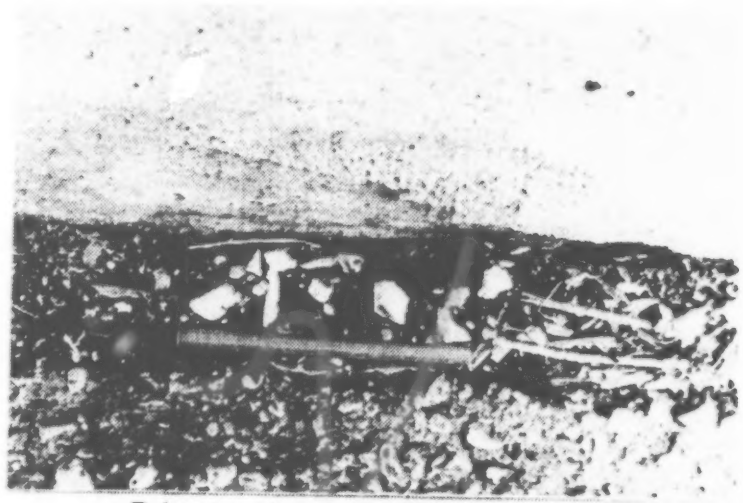
En 1982, a été effectué dans la région un relevé détaillé des taux de plomb, ainsi qu'un programme d'échantillonnage atmosphérique, dans le but d'identifier la spéciation ou la signature caractéristiques du plomb dans cette région. Le travail a été dirigé par la Canadian Bronze, en collaboration avec l'Énergie atomique du Canada Ltée à Pinawa, aux termes d'un contrat avec le ministère de l'Environnement. La recherche a montré que le plomb recueilli sous forme particulaire présentait une signature (c.-à-d. une granulométrie et une spéciation chimique) typique des gaz d'échappement d'automobiles, plutôt que des émissions de poussières provenant des fonderies. Par conséquent, les produits émis par la Canadian Bronze ne constituaient pas un facteur important. Le rapport sur cette étude (Wotton et Doern, 1983) est à une échelle modeste un exemple classique de science écologique, et mérite d'être imité ailleurs.

On a effectué des analyses de sol à proximité de l'usine. Les taux de plomb se situaient à 2600 µg/g ou au-dessus (ce chiffre représente la norme pour l'Ontario, utilisée en l'absence de directives formulées au Manitoba) dans 31 propriétés privées (incluant les jardins), et sur un terrain de pique-nique entretenu par la Canadian Bronze, et sur plusieurs bordures gazonnées et lignes médianes des boulevards et rues. En examinant des poussières provenant de la cour de l'école Weston à peu de distance de là, on a constaté qu'elles contenaient des taux élevés de plomb. En 1981, un examen initial de poussières enlevées de la cour avait montré des taux situés entre 4000 et 5000 µg/g. Une année après le nettoyage, les taux de plomb étaient revenus à leur niveau indésirable, dans la gamme de 950 à 6000 µg/g. On a enlevé le sol contaminé de la plupart de ces sites durant l'été 1982, et procédé à un nouvel aménagement de la cour de l'école.

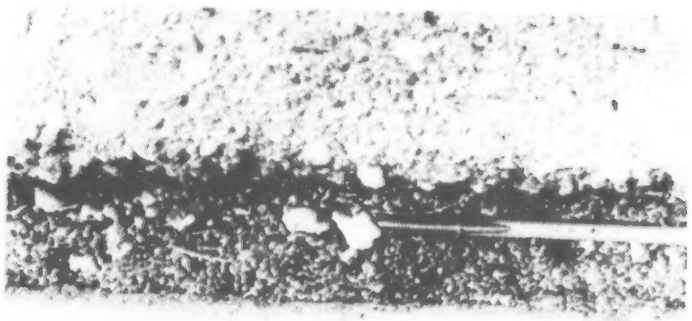
Une étude ultérieure d'autres cours d'écoles de Winnipeg a montré l'existence de taux anormalement élevés, mais ne se rapprochant jamais des valeurs problématiques constatées pour le site de l'école Weston. Des études détaillées ont montré que la concentration de plomb dans les poussières était particulièrement élevée près des rues à grande circulation (Jones et Wotton, 1984). L'écaillage des peintures extérieures a contribué à la contamination du site de Weston (voyez la figure VIII.1); c'est l'un des rares cas au Canada porté à l'attention de la Commission, où l'on ait identifié sans aucun doute la peinture comme étant une source significative de contamination des poussières par le plomb.



Paint chips at base of building
48 hours post clean-up



Prior to clean-up old paint flakes and putty are readily found in accumulated soil and flakes



Putty found at base of building
48 hours post clean-up

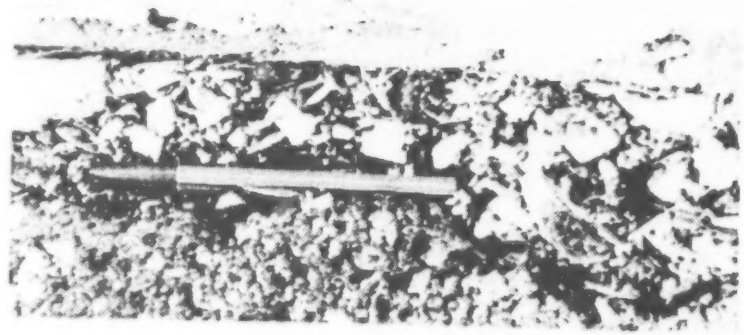


Figure VIII.1. Paint flaking; Weston School, Winnipeg.

Source: Manitoba Environmental Workplace Safety and Health Department, 1986.

Le cas de l'école Weston diffère de ceux observés à Toronto sur plusieurs points. Il semble que les pressions exercées par la collectivité aient joué un moindre rôle à Winnipeg. Bien qu'à l'origine, la question ait été soulevée en raison des craintes d'une contamination possible par les débordements des rejets d'une usine employant du plomb, les travaux détaillés de recherche ont permis d'identifier l'essence au plomb comme la principale source de pollution. La proportion de l'essence au plomb dans le total des ventes est plus important à Winnipeg qu'à Toronto.

Les poussières et le sol constituent les plus importantes sources d'intoxication par le plomb pour les enfants jouant à l'extérieur et probablement pour les jardiniers, bien que l'absence de données sur la plombémie relevée à Weston laisse subsister des incertitudes sur les incidences à l'échelle locale. On a enlevé une partie du sol dans les trois sites, mais seulement parce que les taux dépassaient la limite prescrite par l'Ontario de 2600 µg/g. La Commission appuie cette mesure, mais estime que l'ancienne limite prescrite par l'Ontario est trop élevée (voyez page 356). De toute évidence, le meilleur moment pour nettoyer ces sols sera l'été 1988, c'est-à-dire la période suivant immédiatement la diminution de l'emploi d'essence au plomb, prévue pour la fin de 1987. Autrement, comme l'a démontré le cas de l'école Weston, il se produira un nouveau dépôt de plomb dans les sols et sur les surfaces isolées. Il est aussi essentiel de s'assurer que le sol de remplacement a un faible taux de plomb, et que l'on dispose de sites convenables de décharge des produits contaminés.

4. Industrie primaire du plomb; problèmes environnementaux

La vaste échelle de l'exploitation minière et les activités des fonderies de première fusion au Canada (voyez la section III) laissent soupçonner des problèmes éventuels d'exposition au plomb à proximité de ces installations. Après que nous ayons communiqué au public nos inquiétudes, la Commission n'a reçu aucune doléance. En conséquence, nous avons fait des démarches auprès des exploitants des plus grandes installations, ainsi qu'auprès des pouvoirs locaux, des syndicats et des groupements d'intérêts publics. Nous avons organisé des assemblées publiques, à l'intérieur ou à proximité des localités concernées, et avons visité des usines. Deux études de ce type ont été complétées.

- Une installation de la Cominco Ltd. à Trail, en C.-B. (fusion et affinage), et à Kimberley, C.-B. (exploitation minière) (non visitée), qui à elles deux sont les plus grands producteurs de plomb et de zinc du pays.

- Les installations de la Brunswick Mining and Smelting Corporation situées à Belledune au N.-B. (fusion et affinage du plomb; production d'acide sulfurique et d'engrais), à Bathurst et à Dalhousie au N.-B. (exploitation minière, concentration et expédition du minerai).

Dans les deux régions, toutes les personnes et organismes concernés ont entièrement collaboré avec la Commission, et ont été presque unanimes dans leur description de la situation actuelle -- c'est-à-dire qu'il y a eu d'im-

portants problèmes par le passé; que la compagnie responsable avait répondu aux critiques en adoptant des mesures antipollution et de nettoyage, qui avaient satisfait les pouvoirs locaux et provinciaux; qu'il y a actuellement entre les divers protagonistes un degré satisfaisant de collaboration à l'échelle locale, en vue de surveiller l'état de l'environnement; et surtout, que tous les participants ont exprimé des craintes à propos de l'avenir de l'industrie du plomb, et donc à propos de leurs emplois. Citons un exposé inhabituellement franc, présenté à la Commission par le bureau local 7085 de la United Steelworkers of America à Belledune au N.-B.;

> "... la réduction du marché du plomb a déjà eu une sérieuse incidence sur une région qui souffrait déjà d'un taux de chômage excessif, et nous craignons fortement que d'autres pressions exercées sur les marchés du plomb aggravent cette situation déjà inacceptable.

Et citons les paroles plus emphatiques du maire de Jacquet River, au N.-B., village abritant un grand nombre d'ouvriers du plomb :

> "... toute interruption de la production de plomb dans notre région condamnerait notre village. Un grand nombre de nos jeunes gens seraient obligés de s'en aller. Quant à ceux qui resteraient, leur avenir serait très sombre. Essentiellement, notre communauté serait privée de toute sa vitalité... Nous sommes fiers du village de Jacquet River, et très sensibles aux besoins de ses citoyens. Par le passé, nous n'avons pas éprouvé de craintes à propos de notre exposition au plomb, et bénéficions de la production de ce métal depuis vingt ans. Sans aucun doute, nous espérons continuer à tirer profit de la production de ce métal."

Dans les deux régions que nous avons visitées, un grand nombre de personnes ont exprimé des opinions similaires. Dans de nombreuses collectivités canadiennes des régions d'exploitation minière et de fonderies, se manifeste périodiquement la crainte de devenir des villes fantômes.

(a) Région de Belledune-Bathurst-Dalhousie (N.-B.)*

Le sous-sol des collines boisées du nord du Nouveau-Brunswick contient des minerais sulfurés de plomb et de zinc en quantités prodigieuses. On a créé trois exploitations minières : Brunswick 12 (en pleine activité), Brunswick 6 et la mine de Heath-Steele (les deux dernières sont actuellement fermées). Celles-ci se situent au sud de Bathurst au N.-B. À Brunswick 12, le minerai est concentré et séparé des autres composants, principalement du sulfure de zinc et de plusieurs autres composés métalliques. Le concentré de plomb est expédié par chemin de fer à Belledune au N.-B., à 30 km au nord de Bathurst, directement sur la rive sud de la Baie des Chaleurs. À Belledune, le minerai est fondu et affiné. L'acide sulfurique, qui constitue un sous-produit, alimente une usine d'engrais chimiques, sur la propriété même de cette société. Toutes ces installations, de la mine à l'usine de fabrication d'engrais, appartiennent à la Brunswick Mining and Smelting Corporation Ltd., qui se trouve sous la dépendance de la Noranda Inc. Les installations servant à l'expédition des concentrés sont situées à Dalhousie au N.-B.

L'exploitation minière concerne surtout le plomb inorganique (sulfures insolubles). On a estimé à 180 t/an (ministère des Affaires municipales et de l'Environnement du Nouveau-Brunswick, 1986) les émissions dans l'atmosphère produites par l'exploitation minière et les usines de concentration.

---

* Nous remercions un grand nombre de personnes de l'information qu'elles nous ont fournie sur les installations dont dispose cette région. En particulier, le ministère des Affaires municipales et de l'Environnement a préparé un excellent exposé, de même que le Comité de surveillance environnementale de Belledune (Catherine MacLaggan, présidente). La Brunswick Mining and Smelting Corporation a fait de grands efforts pour nous montrer tout ce que nous voulions voir. Nous avons aussi apprécié l'assistance de l'Institut Bedford d'océanographie.

Le volume des effluents libérés dans les eaux locales de surface a été réduit de 33 t en 1982 à 1,2 t en 1985. La région est densément boisée avec des arbres de seconde croissance, et la plupart des retombées de grosses particules ont probablement lieu dans cette forêt même. Toutefois, les effluents tendent à s'accumuler dans les sédiments fluviatiles ou dans les dépôts marins près du point de déversement. On a maintenant remédié à la stérilisation qu'avait souffert la rivière Little par suite de l'écoulement des eaux de mine et des eaux provenant des terrils, et les poissons ont réapparu dans cette rivière.

À Belledune, le volume des émissions provenant du complexe de fonderies représentait 59 t de plomb par an en 1984, mais il est passé à 90 t en 1985, en raison de problèmes de fonctionnement des dépoussiéreurs (ministère des Affaires municipales et de l'Environnement du Nouveau-Brunswick, 1986) (voyez la figure VIII.2). Depuis, ces émissions ont diminué de façon significative. Ces produits particulaires sont chimiquement plus actifs que les résidus miniers et résidus de traitement. Les effluents du complexe ont été déversés dans le port de Belledune jusqu'en 1980, mais sont maintenant directement rejetés dans la baie elle-même. Depuis 1981, les rejets de plomb se situent entre 0,2 et 0,3 t/an.

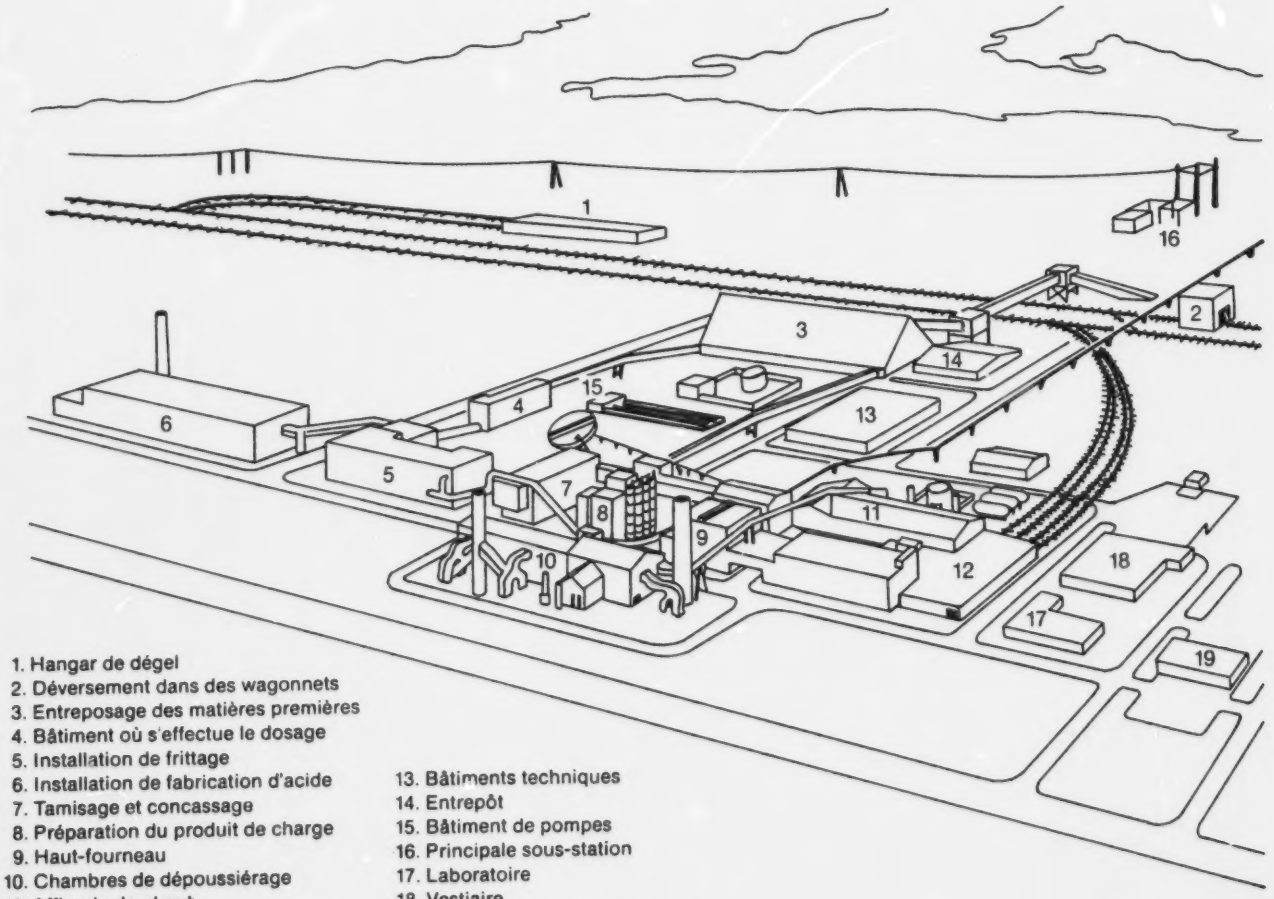
Avant 1981, les effluents de l'usine contenant des métaux lourds représentaient un problème d'importance. Les sédiments du port de Belledune sont fortement contaminés par du cadmium et du zinc (Hildebrand, 1984; ministère des Affaires municipales et de l'Environnement du Nouveau-Brunswick, 1986).

Les effluents de la fonderie en sont sans aucun doute la cause. En conséquence, on a construit une installation de traitement de pointe, et déplacé les points de rejet des effluents du port vers des eaux plus ouvertes. Le tableau VIII.I montre l'excellent résultat obtenu. Les observations récentes indiquent que les concentrations de métaux lourds dans les sédiments du port ont été fortement réduites*, de même que les concentrations des métaux en solution.

On a adopté ces mesures à la suite d'une incidence significative sur les formes de vie marines littorales. Les taux de plomb, de zinc et de cadmium se sont élevés dans divers biotes marins, par suite d'une vaste contamination de la Baie des Chaleurs, d'origine non précisée. On a imposé des restrictions sur la récolte des homards près de Belledune, après avoir découvert en 1979 que le cadmium s'était concentré dans un organe particulier des homards (l'hépatopancréas). La contamination par le plomb est en elle-même un problème. Le ministère fédéral des Pêches et Océans a maintenu une zone limite de pêche le long d'une bande de 13 km du littoral du Nouveau-Brunswick, au sud-est du port de Belledune. Il a interdit la récolte des homards dans le port lui-même, et a exigé que dans le reste de la zone, les prises subissent un traitement spécial. Au début de 1985, il a inclus le port dans cette zone, de façon à permettre à nouveau une récolte locale (Comité de surveillance environnementale de Belledune, 1986), les homards

---

* Étant donné l'immobilité du plomb dans les sédiments, ceci a été probablement dû à l'affouillement des sédiments.



1. Hangar de dégel
2. Déversement dans des wagonnets
3. Entreposage des matières premières
4. Bâtiment où s'effectue le dosage
5. Installation de frittage
6. Installation de fabrication d'acide
7. Tamisage et concassage
8. Préparation du produit de charge
9. Haut-fourneau
10. Chambres de dépoussiérage
11. Affinerie de plomb
12. Bâtiment de stockage du métal
13. Bâtiments techniques
14. Entrepôt
15. Bâtiment de pompes
16. Principale sous-station
17. Laboratoire
18. Vestiaire
19. Bâtiment administratif

Figure VIII.2. Complexe de fonderies de Belledune

Source: Brunswick Mining and Smelting Corp. Ltd., 1985

Tableau VIII.I

Quantités de contaminants déversées par la fonderie de Belledune avant et après l'installation du nouveau système de traitement des effluents

Contaminant	Ancien système de traitement (avant décembre 1980), (effluents non traités et déversés dans le port) (kg/jour)	Nouveau système de traitement (décembre 1982), (effluents traités et rejetés à l'extérieur du port) (kg/jour)
Cuivre	1,9	0,5
Plomb	23,8	0,72
Zinc	179,0	7,15
Cadmium	70,5	2,12
Arsenic	78,1	17,14
Solides en suspension	2440,0	8,80

Source : Hildebrand, 1984; ministère des Affaires municipales et de l'Environnement du Nouveau-Brunswick, 1986

ayant montré une diminution marquée de l'absorption de cadmium. En 1986, la zone limite a été réduite de moitié, et ne comprend plus qu'une bande de 6 km.

Cette incidence écologique faible, mais significative, illustre à nouveau un détail général concernant l'industrie du plomb : on ne peut exploiter le minerai de plomb ou traiter le métal, sans produire aussi d'autres contaminants métalliques, en raison de la complexité des corps minéralisés. Ces métaux et métalloïdes, p. ex. le cadmium, le zinc, l'arsenic et l'antimoine, sont souvent toxiques, et parfois invendables. Par conséquent, pour exercer une surveillance environnementale correcte, on doit éliminer ces sous-produits métalliques de façon satisfaisante. Le cadmium est un élément particulièrement dangereux lorsqu'on le libère dans les eaux de surface.

(b) Trail et Kimberley, C.-B.*

Comme nous l'avons vu à la section III, les plus vastes activités de production primaire de plomb au Canada -- deuxième pays producteur de ce métal dans le monde -- sont celles de la Cominco Ltd., qui à Kimberley effectue l'exploitation minière et la concentration du minerai), et à Trail en C.-B. effectue la fusion et l'affinage du plomb et fabrique des sous-produits. Ces deux installations se situent dans de profondes vallées en-

---

*Nous remercions la Cominco Ltd., et en particulier M. Walter J. Kuit, de nous avoir aidés à préparer cette section, et M. Kuit et M. Graham Kenyon d'avoir organisé notre visite de l'installation de Trail de façon détaillée et dans de bonnes conditions d'accessibilité. Nous avons aussi apprécié l'aide que nous ont apportée la Chambre de commerce de Kimberley, le maire de Trail (M. Charles Lake), et les bureaux locaux 9672 et 9705 de la United Steelworkers of America. Les exposés de la Cominco à la Commission représentaient une superbe contribution à nos recherches.

caissées, où le débit d'air est confiné et canalisé. Les deux installations utilisent une grande quantité d'eaux de surface pour leurs activités industrielles. De même, elles assurent toutes deux la subsistance de collectivités urbaines qui pourraient se trouver exposée à des concentrations de plus en plus élevées de plomb dans l'atmosphère, l'eau et le sol, à moins que l'on ne continue à imposer des mesures antipollution strictes.

Les activités se déroulant à Trail attirent depuis longtemps l'attention des écologistes, en raison des dégagements d'anhydride sulfureux. Les courants atmosphériques traversant la frontière sont la cause d'accusations de dommages causés aux récoltes, aux forêts et à la faune dans l'État de Washington. La Commission conjointe internationale s'est vu confier l'étude de ce cas dans un cadre binational, avant la Seconde guerre mondiale, et la décision qu'elle a adoptée est un élément marquant du point de vue de la règlementation sur l'environnement. La réponse technique de la compagnie à cette décision, et à la règlementation ultérieure adoptée par la province de Colombie-Britannique, a dans une mesure importante éveillé la collectivité locale aux dangers environnementaux, et au besoin d'adopter des mesures antipollution.

À Kimberley, la mine Sullivan (voyez la figure VIII.3) est exploitée depuis plus de 70 ans, et contient encore 20 ans de réserves (en postulant une production continue au rythme d'environ 6500 t/jour). Elle produit des concentrés de plomb et de zinc, et de moindres quantités de fer (que l'on ne soumet plus à la fusion), de cuivre, d'argent et d'étain. Les minerais con-

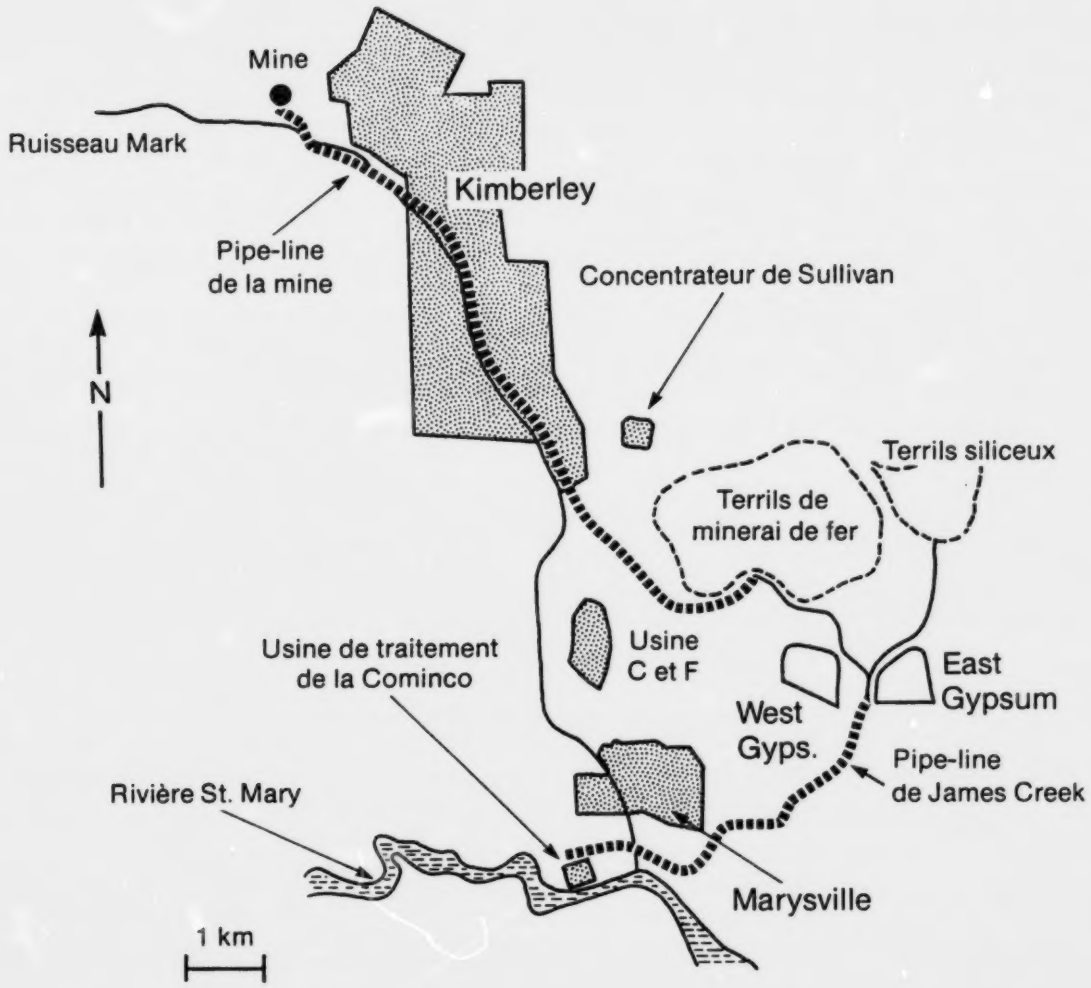


Figure VIII.3. Carte de la région minière de Kimberley, C.-B.

Source: Cominco Ltd., 1985.

tiennent de la pyrrhotine, ce qui crée deux situations dangereuses, qui maintenant sont bien maîtrisées : la production d'eaux de mine acides et d'effluents provenant des stériles, et des risques d'incendie dans le sous-sol. On a réussi à réduire le problème des effluents jusqu'aux normes provinciales, en construisant une usine en 1979. Le tableau VIII.II présente de façon résumée la production de 1984. Durant le processus de concentration, on a récupéré au total 108 800 t de plomb pur (comparativement à 84 700 t de zinc). Les concentrés de plomb et de zinc sont expédiés par chemin de fer jusqu'à Trail (à 200 km à l'ouest).

Le complexe métallurgique de Trail (figure VIII.4) se situe dans la vallée profonde et sèche du fleuve Columbia, qui se fraie un chemin sinueux vers le sud en direction de la frontière des É.-U., à 10 km de distance. L'usine et la ville se trouvent dans l'une des rares étendues disponibles de terrain plat et bien drainé. L'écoulement fluviatile, la circulation des eaux souterraines et les courants atmosphériques sont tous confinés par les collines environnantes.

L'usine accepte les concentrés de la mine Sullivan, et effectue aussi la fusion des concentrés et du minerai provenant de nombreuses autres sources canadiennes et étrangères. Durant ses années d'activité, l'usine de Trail a produit (jusqu'en décembre 1984) 9 435 667 t de plomb, 9 098 848 t de zinc et de moindres quantités d'argent et d'or. L'anhydride sulfureux provenant du frittage des minerais sulfureux est vendu dans le commerce, et alimente aussi une usine d'engrais qui en a produit 18 448 248 t jusqu'à la fin de 1984. Le

Tableau VIII.II

Production de la mine Sullivan à Kimberley en C.-B.
1984

Produit	Tonnage	Analyses		Distribution	
		plomb %	zinc %	plomb %	zinc %
Minerai traité	2 477 400	5,1	4,0	100,0	100,0
Concentrés de plomb	176 600	61,6	4,9	86,1	8,6
Concentrés de zinc	170 000	4,1	49,8	6,3	85,0
Quantités combinées de stériles et de produits légers provenant d'un séparateur	2 130 800	0,45	0,30	7,6	6,4

Source : Cominco Ltée, 1985

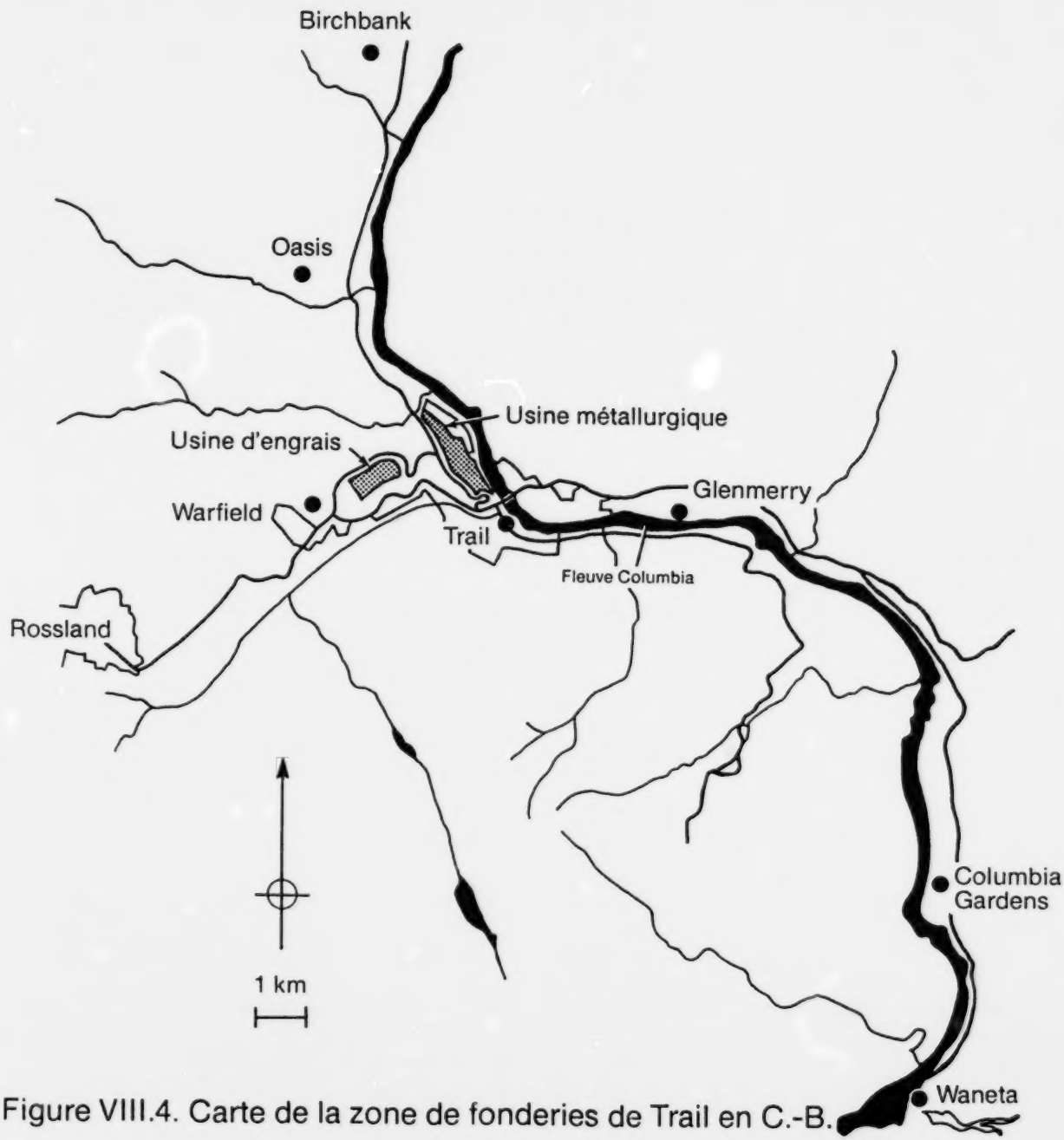


Figure VIII.4. Carte de la zone de fonderies de Trail en C.-B.

Source: Cominco Ltd., 1985

complexe industriel utilise comme sources d'énergie du charbon, du pétrole et du gaz naturel, ainsi que du coke et de l'énergie hydro-électrique. Il produit en particulier un énorme volume de laitier (largement inerte) et des quantités substantielles d'arsenic et d'antimoine (une partie de ce dernier est incorporée aux alliages de plomb).

Les émissions dans l'atmosphère et les effluents liquides provenant du complexe sont réglementés par des permis que délivre le ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique. Les conditions d'attribution de ces permis ne sont pas totalement respectées, moins en raison de défaillances de la technologie antipollution, qu'en raison du grand âge de l'usine; la technologie se situe bien au-dessous des rendements maintenant possibles dans l'industrie métallurgique. Les produits réglementés sont les oxydes de soufre, le plomb, le zinc, le cadmium, l'arsenic, et les fluorures et les particules totales dans les émissions de poussières, et les solides en suspensions, le plomb, le zinc, le cadmium, l'arsenic et le mercure dans les effluents que reçoit le fleuve Columbia. La délivrance des autorisations exige une surveillance étroite des concentrations ambiantes et des rejets dans l'environnement.

En 1984, les émissions de plomb s'élevaient à 140 t, dont plus de la moitié venait de l'installation de frittage. Les effluents liquides sont déversés dans quatre égouts aboutissant au fleuve Columbia. En 1984, le volume des effluents contenant du plomb totalisait 94 t, comparativement à 628 t de zinc. Le tableau VIII.III présente des mesures de l'incidence de

l'usine sur l'environnement en 1984, par comparaison des paramètres mesurés en amont et en aval des déversements d'égouts. L'effet net du plomb dissous est négligeable, mais on observe un faible accroissement des concentrations de zinc. Les normes fédérales régissant l'ensemble des métaux (et pas seulement les métaux dissous) sont inapplicables, parce que l'usine de Trail fonctionnait déjà avant 1977.

En 1975, l'examen des taux sanguins de plomb de la population locale (Neri et coll., 1978, 1984) a montré que les enfants âgés de 1 à 3 ans et de 6 ans avaient des taux moyens de plombémie de 22 µg/dL, comparativement à un taux moyen de 14 µg/dL dans la ville de Nelson située à proximité, qui est de dimensions et de situation comparables, mais n'a pas d'industries métallurgiques. Des enfants plus âgés, moins exposés par leurs habitudes de jeux à la poussière, présentaient peu de différences dans leurs taux de plombémie d'une ville à l'autre. Les travailleurs adultes de l'usine présentaient des taux de plombémie de l'ordre de 16 µg/dL (employés de bureau) à 41 µg/dL (ouvriers directement exposés au plomb), typiques d'une exposition en milieu industriel.

Les dépôts de plomb sur les sols de cette usine longtemps établie ont naturellement été considérables. Les concentrations sont maximales près du complexe, et diminuent avec la distance des murs de l'usine. Schmitt et coll. (1979) ont montré que chez l'enfant, les taux de plombémie diminuaient aussi en fonction de la distance de l'usine. Le tableau VIII.IV indique la corrélation, dans une série de zones résidentielles de plus en plus rapprochées de

Tableau VIII.III

Analyses de l'eau du fleuve Columbia - 1984

(Déversements en amont (ruisseau Stoney) et en aval (Waneta) de Trail)

Paramètre	Ruisseau Stoney	Waneta
Température (°C)	9,4	9,6
pH	7,8	7,9
Conductivité (µmol/cm)	155,0	166,0
Dureté (µg/L)	65,0	70,0
NH_3-N	0,1	0,1
Sulfates (µg/L)	10,6	15,8
Fluorures (µg/L)	0,09	0,16
PO_4 - total (µg/L)	0,01	0,04
Mercure - total (µg/L)	0,00005	0,00005
Fer - dissous (µg/L)	0,07	0,03
Plomb - dissous (µg/L)	0,02	0,02
Zinc - dissous (µg/L)	0,02	0,04
Cuivre - dissous (µg//L)	0,01	0,01
Arsenic - dissous (µg/L)	0,005	0,005
Cadmium - dissous (µg/L)	0,005	0,005

Source : Cominco Ltée, 1985

l'usine. Des relevés de la plombémie n'ont pas été répétés depuis le milieu des années 1970, mais personne nous a fait part de ses inquiétudes, y compris les médecins installés dans cette localité. Même lorsque nous les avons directement interrogés à ce sujet, ils ont répondu qu'ils n'avaient aucune raison de s'inquiéter des effets du plomb sur la santé.

L'expérience obtenue dans ce "point chaud" est à beaucoup d'égards parallèle au cas de Belledune, qui est une installation plus petite et plus récente. Grâce à d'importantes dépenses d'investissement consacrées au matériel technique, et grâce a une gestion bien coordonnée, on a réussi à réduire les volumes d'émissions et d'effluents. Les habitants de cette région sont maintenant largement rassurés.Chez les enfants, les taux de plombémie étaient élevés au milieu des années 1970, mais ont probablement diminué depuis (on dispose de peu d'observations). Le public s'inquiète maintenant de la viabilité de l'industrie. En offrant d'acquérir des actions privilégiées auprès de la Cominco Ltd., pour aider à moderniser la fonderie de plomb grâce à l'emploi d'une technologie de pointe, les gouvernements du Canada et de la Colombie-Britannique ont atténué ces craintes. L'étape I de cette mesure bienvenue consiste à aller de l'avant. La réouverture du complexe de Cypress-Anvil dans le territoire du Yukon contribuera à introduire des quantités supplémentaires de plomb sur un marché déjà saturé. Ainsi, un malaise persiste, à côté duquel les préoccupations écologiques restent distantes.

Tableau VIII.IV

Taux de plomb dans le sol de surface et plombémie d'enfants de la zone résidentielle de Trail en Colombie-Britannique

Zone(s) résidentielle(s)	Concentration moyenne de plomb dans le sol (µg/g) ± écart-type (et nombre d'échantillons)	Plombémie (µg/dL), moyenne ± écart-type (et nombre d'enfants)	
		enfant de 1 à 3 ans	enfants de première année d'école
1 et 2	225 ± 39 (26)	17,2 ± 1,1 (27)	18,0 ± 1,9 (18)
5	777 ± 239 (12)	19,7 ± 1,5 (11)	18,7 ± 2,3 (12)
9	570 ± 143 (11)	20,7 ± 1,6 (19)	19,7 ± 1,0 (16)
3, 4 et 8	1674 ± 183 (53)	27,7 ± 1,8 (14)	23,8 ± 1,3 (31)
6 et 7	1800 ± 212 (51)	30,2 ± 3,0 (16)	25,6 ± 1,5 (26)
TOTAL	1320 ± 212 (153)	22,4 ± 1,0 (87)	21,9 ± 0,7 (103)

Source : Schmitt et coll., 1979

5. Le problème lié à l'altération de la peinture.

De façon tout à fait contraire à l'expérience des É.-U., la Commission ne s'est vu présenter aucune preuve probante du fait que la peinture était une source significative de plomb absorbé par l'organisme. Aux É.-U., on a considéré que l'écaillage des peintures intérieures était l'une des principales causes de l'élévation des taux de plombémie dans le centre des villes (et dans quelques cas isolés en milieu rural). Au Canada, il n'existe aucune preuve de tels effets, bien que plusieurs exposés présentés à la Commission suggèrent qu'il y a certainement une incidence, surtout dans les villes les plus anciennes.

On a décrit plus haut le cas de la cour de l'école Weston. De grosses écailles de peinture étaient visibles dans les débris enlevés des fenêtres de l'école (voyez figure VIII.1). Toutefois, depuis l'enlèvement de la peinture en question, on a démontré que les gaz d'échappement des voitures étaient la principale source du plomb contenu dans les poussières de la cour de l'école. Nous n'avons aucune preuve que par le passé, cette peinture ait sérieusement contribué à élever les taux de plombémie chez les enfants.

En Ontario, des relevés des taux de plombémie ont montré quelques indices d'intoxication par de la peinture écaillée (et pas forcément de la peinture au plomb). À Toronto en 1984, dans 9,7 % des chambres à coucher des sujets étudiés, la peinture s'écaillait très nettement, et dans 14,9 % la peinture avait commmencé à s'écailler. Pour les salles de jeu, les propor-

tions correspondantes étaient de 3,7 et 19,4 % (ministère de la Santé de l'Ontario, 1985). Par ailleurs, seules 7 % des maisons évaluées dans la ville étaient en bois (comparativement à 50 % dans l'analyse de l'enquête NHANES II) (Rachlis et Hertzman, 1986); on a suggéré que les peintures extérieures étaient l'une des sources du plomb ingéré, lors de certaines analyses récentes effectuées aux É.-U.

La Commission a formulé l'hypothèse selon laquelle les villes des Provinces maritimes, qui comportent plus de maisons en bois, ont probablement connu ce problème. Lors d'une réunion des directeurs des services de santé de la NouvelleÉcosse et du Nouveau-Brunswick, tenue à Halifax en février 1986, on ne nous a pourtant signalé aucun cas où la peinture ait constitué un facteur significatif, bien que quelques-unes des personnes interrogées aient eu une formation médicale dans des grandes villes des É.-U., où la peinture au plomb pose des problèmes. Des opinions similaires ont été exprimées au président de la Commission à Saint-Jean de Terre-Neuve, où l'on n'a mentionné aucun problème.

À South Riverdale, à Toronto, un peu plus de la moitié des enfants identifiés en 1983 et 1984 comme ayant des taux de plombémie supérieurs à 20 µg/dL vivaient dans des maisons où la peinture s'écaillait (Rachlis et Hertzman, 1986). Ces auteurs ont estimé que ceci pouvait être un facteur d'élévation de leurs taux de plombémie, mais n'ont pu apporter aucune autre preuve.

Le manque d'information sur le danger que posent les peintures au Canada est surtout dû au manque de preuves cliniques de saturnisme chez les enfants; lorsqu'aucun effet clinique n'est visible, peu d'organismes sanitaires locaux sont disposés à s'introduire chez les gens pour rechercher la présence de peinture au plomb, laquelle est très probablement recouverte par d'autres couches de peinture, ou bien grattée et enlevée.

Dans tout le pays, nous avons trouvé très peu de gens connaissant les dangers qui résultent même du décapage de la peinture. Bien que, conformément à la Loi sur les produits dangereux, la concentration en plomb des peintures destinées aux jouets et aux meubles et des peintures intérieures soit réglementée depuis 1972 (voyez la section III), on continue à utiliser des oxydes de plomb (principalement le minium) dans les peintures servant à protéger les structures en acier contre la corrosion. Il est improbable que ce procédé expose directement des humains à des charges corporelles significatives (on doit toutefois toujours tenir compte de la possibilité d'une exposition sur les lieux de travail). Cependant, on décape la vieille peinture avant de repeindre les structures, souvent au moyen d'abrasifs secs. On crée ainsi un nuage de particules grossières de poussière, qui se déposent ensuite localement.

L'expert-conseil médical du centre hospitalier de Verdun, le D^{r} Jean-Guy Bonnier (1986), nous a signalé que le fait de repeindre périodiquement le pont Mercier au-dessus du Saint-Laurent causait exactement ce type de problème. Cette opération de décapage et d'application de nouvelle

peinture a lieu tous les dix ans, intervalle assurant un bon entretien des structures d'acier. Durant l'été 1984, a été effectué un décapage de la peinture. La peinture enlevée contenait 15 % (150 000 µg/g) de plomb. On a employé le procédé de sablage à sec. L'analyse ultérieure a montré que :

- Les poussières déposées sur le boulevard La Salle au-dessous du pont (qui enjambe plusieurs rues, en même temps que le fleuve Saint-Laurent) contenaient, d'après l'analyse, 16 000 µg/g de plomb.

- On a mesuré la concentration atmosphérique de plomb en septembre 1984 comme étant 1,8 µg/m^3.

- Les poussières enlevées en juillet 1984 de l'intérieur d'une maison proche contenaient 8000 µg/g de plomb.

Après avoir reçu les doléances des résidents proches, on a suspendu les travaux, et le ministre responsable a ensuite décrété que l'on ne pourrait plus à l'avenir employer de peinture au plomb pour l'entretien de ce type de structure. En outre, dans toutes les zones urbaines, on devrait employer un procédé de sablage avec jet d'eau.

D^r Bonnier nous a indiqué qu'au Québec seulement, il existait 351 structures connues de ce type, et qu'un grand nombre de propriétaires, d'exploitants et d'organismes publics étaient responsables de leur entretien.

6. Mesures correctives et contrôle du plomb dans les points chauds

a) Mise hors service et nettoyage des sites anciens

La Commission n'est pas experte en ce qui concerne la mise hors service des sites industriels, mais appuie fortement les mesures qu'adoptent actuellement les gouvernements fédéral et provinciaux en vue d'établir des directives, puis des règlements régissant cette procédure devenue indispensable. La sérieuse contamination des sites industriels par le plomb et d'autres métaux lourds, ainsi que par des toxines organiques, constitue un lourd héritage, qui ne doit être manipulé qu'avec précaution. On doit exiger de tout exploitant d'un tel site qu'il prépare un plan de mise hors service, pour éviter la perpétuation du problème des résidus subsistant dans le sol. Pour cela, on doit lui fournir des directives ou règlements clairs qu'il puisse facilement suivre.

La Monenco Consultants Ltd (1985) a défini les solutions possibles, lorsqu'une usine approche de la fin de sa vie utile, comme suit : mise en réserve, fermeture partielle, abandon et mise hors service de l'usine. L'abandon, qui trop souvent a été la mesure adoptée par le passé, est tout à fait inacceptable écologiquement, en particulier lorsque les matériaux toxiques sont abandonnés sur le site, ou peuvent s'en échapper sous forme d'émissions dans l'atmosphère ou d'effluents. On doit toutefois rappeler qu'une grande partie de l'industrie utilisant du plomb ou produisant du plomb au Canada est dirigée dans les régions urbaines par de petites compagnies aux

ressources limitées. Étant donné l'état actuel de dépression où se trouve l'industrie, l'abandon et la faillite sont le destin probable des compagnies les plus faibles. Nous sommes certains que tous ces sites doivent être mis hors service dans de bonnes conditions, même lorsque les exploitants sont incapables de financer ce travail. Ceci implique un financement public, peut-être selon la même conception que le Superfund des É.-U. (établi conformément à la Loi de 1980 intitulée Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability [Loi sur une réponse écologique détaillée, sur la compensation et sur les responsabilités], habituellement appelée CERCLA).

Les directives provisoirement établies en 1984 par le gouvernement de l'Ontario concernant la fermeture des sites industriels, sont un excellent modèle des mesures nécessaires (Rinne, 1986). Appliquées actuellement aux raffineries et aux sites de stockage du pétrole, et aux usines chimiques (en particulier aux sites de rejet des déchets), elles spécifient une grande partie des mesures qui devraient être appliquées à l'industrie du plomb. Elles concernent aussi les chemins de fer et autres sites potentiellement contaminés. Comme on l'a indiqué plus haut, il peut aussi bien y avoir des concentrations élevées de plomb à l'emplacement des usines sidérurgiques et des aciéries, des fonderies de métaux ferreux qui utilisent des ferrailles provenant d'automobiles, et des usines métallurgiques qui utilisent des métaux non ferreux, que dans les fonderies et affineries de plomb elles-mêmes. En outre, l'industrie primaire du plomb peut produire des quantités significatives d'autres métaux et produits toxiques (comme des eaux de mine acides et du cadmium). Par conséquent, la mise hors service des usines

employant du plomb exige que l'on tienne compte de la présence d'un grand nombre d'autres contaminants que le plomb.

Une partie des terrains où se situent actuellement ces usines (par exemple les installations de seconde fusion du plomb) sont potentiellement utilisables à d'autres fins, et pourraient représenter pour la compagnie qui en est propriétaire un avoir appréciable. Si un terrain doit servir à la construction d'habitations, d'écoles ou de parcs, il faut absolument s'assurer que les concentrations de plomb y sont ramenées à des niveaux acceptables.

Dans tous les cas, il faudra mettre au point un plan final de mise hors service ou un plan de nettoyage du site, ou les deux, en n'oubliant pas les usagespassés de ce site; ses caractéristiques géochimiques et autres, physiques et chimiques; l'utilisation prévue du terrain; et les possibilités de réglementer l'utilisation du terrain à l'avenir. Un modèle très général de ce type de plan est déjà intégré aux directives de l'Ontario sur la mise hors service des sites industriels, dans lesquelles on suggère des paliers d'intervention moins élevés dans le cas des sols sableux que dans le cas des sols argileux ou limoneux, et dans lesquelles on exige que les terrains destinés à la construction d'habitations répondent à des normes plus rigoureuses sur les taux d'un certain nombre de contaminants, que les terrains destinés à des usages industriels.

On convient généralement de ce qu'un taux de 1000 µg/g de plomb dans le sol est inquiétant pour la santé humaine (Missouri, 1986). Toutefois, il existe des divergences d'options considérables sur la définition des taux auxquels on doit procéder à l'enlevement du sol. On a employé des termes tels que niveaux de susceptibilité, niveaux d'intervention, et niveaux auxquels on doit procéder à l'enlèvement du sol. Il est évident qu'il serait peu pratique et probablement inutile d'enlever le sol contaminé par le plomb, dans un lieu de rejet de ce produit situé à plusieurs milles d'habitations humaines (en admettant qu'il n'y ait pas lixiviation du sol, et en considérant seulement la distance en ligne droite à partir du sol contaminé). Par conséquent, on doit à la fois effectuer une analyse des sols et juger intelligemment de la possibilité que des êtres humains (en particulier des enfants) soient exposés à une contamination venant du sol. Ceci s'applique en particulier aux situations où il n'y a pas strictement mise hors service d'une installation, par exemple, à d'anciens dépotoirs, ou à des habitations proches de routes à grande circulation ou de sources ponctuelles. Il paraîtrait raisonnable d'utiliser les limites proposées de 1000 µg/g de plomb dans le sol, lorsque le terrain est destiné à l'établissement de parcs ou d'installations industrielles ou commerciales, et de 500 µg/g lorsqu'il est destiné à l'aménagement de zones résidentielles, normes actuellement utilisées par le ministère de l'Environnement de l'Ontario et plusieurs autres organismes compétents. On doit toutefois noter que dans certaines parties du monde, notamment dans des régions du Royaume-Uni, des concentrations de plomb dans le sol, dépassant de loin la limite proposée de 1000 µg/g, sont très souvent relevées dans des zones résidentielles, sans que l'on observe d'inci-

dence significative sur la plombémie chez les enfants (Southwood, 1983). Nous avons déjà indiqué dans la section VI des incohérences dans les données associant les taux de plombémie chez les enfants aux teneurs en plomb du sol. En raison de l'absence d'une relation fiable ou cohérente, on a critiqué les limites de 500 ou 1000 µg/g comme étant trop basses. Toutefois, étant donné que l'on ne dispose pas de modèle universellement acceptable, il serait judicieux d'employer les estimations les plus prudentes là où l'on prévoit un contact humain avec le sol.

b) Enlèvement et remplacement du sol

On a déjà procédé dans une mesure limitée à l'enlèvement du sol de zones résidentielles contaminées. On a décrit plus haut des exemples relatifs à des fonderies de plomb de Winnipeg et des environs de Toronto. Nous estimons que dans les cas en question, le sol a contribué de façon significative à l'absorption de plomb par des enfants, et que l'on doit en éliminer les concentrations excessives de plomb. Une fois que l'on a identifié un site comme exigeant une décontamination, on doit inclure dans tout plan d'action les détails de l'enlèvement et du rejet des sols contaminés, et de l'acquisition d'un sol ou d'un remblai de remplacement.

Puisqu'une proportion significative des retombées actuelles de poussières chargées de plomb provient des gaz d'échappement d'automobiles, il serait judicieux d'attendre, pour procéder au remplacement du sol, une date ultérieure à la réduction de moitié des émissions de plomb (prévue pour 1987), c'est-à-dire jusqu'en 1988.

La situation décrite plus haut, à propos de South Riverdale, qui apparemment fait l'objet d'une étude détaillée sur l'association entre la teneur en plomb du le sol et les taux de plombémie, pourrait bien constituer un cas expérimental type, servant de modèle pour les prises de décisions ultérieures. Si l'on doit enlever davantage de sol dans le voisinage, on aura ainsi une occasion unique de recueillir des données fort utiles et détaillées de caractère technique, écologique et sanitaire.

(c) Éducation du grand public : le rôle des groupes communautaires

Il nous a constamment été rappelé que le public se rendait peu compte de la toxicité du plomb au Canada, même dans les points chauds reconnus comme tels. Néanmoins, des groupements d'intérêts publics ont été actifs dans ces secteurs et ont joué un rôle important du point de vue des efforts d'élimination des dangers localisés. Tous ces groupes ont insisté sur le besoin d'une éducation du public comme moyen de réduire les risques d'exposition à la contamination par le plomb. L'Association de quartier de Niagara (Niagara Neighbourhood Association) a préparé des documents (voyez dans le rapport VI la soumission qu'ils ont présentée) indiquant l'approche récemment adoptée à Toronto. Bien que la Commission ne soit pas en état d'évaluer ces efforts éducatifs, la méthode adoptée semble valide. Le Centre de santé communautaire de South Riverdale et le ministère de l'Environnement de l'Ontario ont préparé la brochure intitulée "Pour éviter d'avoir du plomb dans l'aile"; ce document a été publié par le ministère de la Santé publique de la ville de

Toronto. Cette brochure présente le sujet dans un style simple, mais sans condescendance, et contient des instructions ou suggestions sur les moyens d'améliorer la sécurité du public; ces dernières permettent de rassurer les membres de la collectivité, en leur montrant que dans une certaine mesure, ils peuvent contrôler leur propre situation. Si nous ne pouvons fournir à ces collectivités un environnement de meilleure qualité, nous devons alors leur consacrer davantage d'efforts éducatifs et leur fournir davantage de conseils, de même qu'une aide technique, en vue de faire progresser les mesures d'amélioration de l'environnement.

7. Règlement sur la teneur en plomb des boues d'épuration utilisées sur les terres agricoles

À la section V, on a mentionné l'épandage des boues résiduaires, utilisées comme engrais sur les terres agricoles, et la gamme des concentrations de plomb mesurées dans ces boues. Les types de métaux présents dans les boues résiduaires et leur assimilabilité par les plantes ont déjà fait l'objet de nombreuses études et l'on n'en discutera pas davantage dans cet exposé. Toutefois, afin de traiter de façon assez complète la comtamination des sols par le plomb, on mentionnera brièvement la règlementation actuelle concernant l'épandage des boues sur les terres agricoles. On peut réduire les concentrations de métaux dans les terres amendées par des boues, soit en diminuant les quantités de métal introduites, soit en réduisant les concentrations de métaux dans les terres où l'on épand les boues. Il convient de noter que certaines limites sont aussi imposées en ce qui concerne le pH du sol. Le tableau VIII.V montre la règlementation actuelle en Ontario.

Tableau VIII.V

Règlementation de l'Ontario concernant le plomb dans les boues résiduaires

A. Dans le cas de terres agricoles où l'on effectue l'épandage de boues :
Taux maximal admissible de plomb dans le sol : 60 µg/g
Ajout maximal de plomb : 90 kg/ha

B. Dans le cas de boues aérobies et anaérobies séchées à l'air (déshydratées) : Concentration maximale admissible de plomb : 1100 µg/g de solides (le taux à l'épandage est réglementé).

Source : Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation, et ministère de l'Environnement et de la Santé publique de l'Ontario, 1986

La Commission est convaincue que le plomb présent dans les boues résiduaires ne posera pas de problèmes sanitaires, à condition que l'on réduise les concentrations de plomb comme recommandé. Toutefois, si l'on épand des boues résiduaires dans les jardins de maisons, comme cela était la coutume dans les années soixante-dix, du moins dans certains secteurs de l'Ontario, il sera nécessaire d'analyser les boues à la source d'approvisionnement pour protéger le consommateur. Toutefois, on doit décourager l'emploi de cette méthode, et même l'empêcher, dans toute zone où les boues sont contaminées par des métaux.

Bibliographie

Belledune Environmental Monitoring Committee, 1986. Exposé présenté à la Société Royale du Canada, Commission d'étude du plomb dans l'environnement.

Bonnier, J-G., 1986. Centre hospitalier de Verdun. Exposé présenté à la Société Royale du Canada, Commission d'étude du plomb dans l'environnement.

Cominco Ltée., 1985. Exposé présenté à la Société Royale du Canada, Commission d'étude du plomb dans l'environnement.

Fenco, 1985. Investigation of Environmental Effects of Heavy Metal Emissions from Non-ferrous Smelters. Étude préparée à l'intention du Service de la protection de l'environnement, Environnement Canada, par la Fenco Engineers Inc., Ottawa.

Hildebrand, L., 1984. Travaux cités par le Comité d'études environnementales de Belledune, 1986.

Jones, D.C. and Wotton, D.L., 1984. Lead Program Report, Boulevard Sod/Soil Removal and Replacement in the Weston Area of Winnipeg, 1983. Ministère de l'Environnement et de la Santé et Sécurité sur les lieux de travail, Manitoba, Winnipeg. 7 pages.

Ministère des Affaires municipales et de l'Environnement du Nouveau-Brunswick, 1986. Exposé présenté à la Société Royale du Canada, Commission d'étude du plomb dans l'environnement. Fredericton. 31 pages.

Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation, Ministère de l'Environnement et de la Santé publique, 1986. Guidelines for Sewage Sludge Utilization on Agricultural Lands. Toronto. 32 pages. (N.B., révision de l'édition de 1978).

Ministère de la Santé de l'Ontario, 1985. Blood Lead and Associated Risk Factors in Ontario Children, 1984. Toronto.

Missouri, 1986. Lead--the Basis for Environmental Standards and Guidelines. Special Symposium, 20th Annual Conference on Trace Substances in Environmental Health, University of Missouri, Columbia, Missouri.

Monenco Consultants Ltd., 1985. Guide to the Environmental Aspects of Decommissioning Industrial Sites. Préparé à l'intention du Service de la protection de l'environnement, Environnement Canada.

Neri, L.C., Johanssen, H.L., Schmitt, N., Pagan, R.T. and Hewitt, D., 1978. Blood lead levels in children in two British Columbia communities. In : D.D. Hemphill (ed.), 12th Annual Conference on Trace Substances in Environmental Health. University of Missouri, Columbia, Missouri. pp. 403-410.

Neri, L.C., Johanssen, H.L. and Hewitt, D., 1984. Health effects of low level occupational exposure to lead : The Trail, British Columbia Study. Arch. Environ. Health, 38:180.

Rachlis, M.M. and Hertzman, C., 1986. South Riverdale Community Health Centre (Centre de Santé communautaire de South Riverdale). Exposé présenté à la Société Royale du Canada, Commission d'étude du plomb dans l'environnement. Toronto, 25 pages.

Rinne, R.J., 1986. Recommended Soil Clean-up Criteria of Decommissioning of Industrial Lands--Background and Rationales for Development. Discussion Document. Section de phytotoxicologie, ministère de l'Environnement de l'Ontario, Toronto.

Roberts, T.M., Hutchinson, T.C., Paciga, T., Chattopadhyay, A., Jervis, R.E. and Van Loon, J., 1974. Lead contamination around secondary smelters : estimation of dispersal and accumulation by humans. Science, 186:1120-1123.

Schmitt, N., Philion, J.J., Larsen, A.A., Harnadeck, M. and Lynch, A.J., 1979. Surface soils as a potential source of lead exposure for young children. Can. Med. Assoc. J., 121:1474-1478.

Southwood, T.R.E., 1983. Lead in the Environment. Ninth Report of the Royal Commission on Environmental Pollution, Londres. p. 79.

Stokes, P.M. and McConnell, A., 1984. Report of Metals in Soils, Tannery Bay, Kingston. Préparé pour Arcan Developments, Ltd., Toronto.

Wotton, D.L. and Doern, F.E., 1983. Lead Particulates Analysis in Air and Soil of the City of Winnipeg 1982. Direction générale des Services de gestion de l'environnement, Gouvernement du Manitoba, Winnipeg. 25 pages plus annexes.

IX Qu'est ce que cette question représente pour le Canada?

Dans ce rapport, on a traité des problèmes écologiques et sanitaires créés par une industrie métallurgique qui était autrefois profitable et pourrait encore l'être, mais qui actuellement éprouve des difficultés. La chute des prix mondiaux des matières premières a aussi touché le plomb, qui est maintenant si peu coûteux, que les mines, concentrateurs et fonderies du Canada se trouvent dans une situation financière grave. Les employés de ces usines et leurs communautés urbaines éprouvent des craintes à propos de la situation de l'emploi et de l'avenir des familles et des logements. La Commission partage ces inquiétudes.

L'industrie souffre, particulièrement dans le secteur des activités de fonderie, de la vétusté d'une partie de son matériel lourd. La Commission a eu tendance à attribuer cette situation à l'insuffisance des investissements effectués au cours des années de haute rentabilité, 1973 à 1979. Mais les exploitants des fonderies ont signalé que les installations modernes et concurrentielles que l'on prévoit maintenant de construire, ou que l'on a commencé à construire (comme à Trail), utilisent une technologie à laquelle on ne pouvait accéder avant le milieu des années 1980. Quoi qu'il en soit, tout progrès accompli en matière de mesures antipollution et d'hygiène du travail dépend en premier lieu de l'application de la nouvelle technologie à un moment où les profits sont bas, et où les investisseurs sont peu enclins à trouver du capital.

Généralement, nous sommes absolument certains, que dans un avenir plus éloigné, le Canada pourra produire, vendre et consommer le plomb exigé par son industrie, et avec les profits de ses ventes à l'étranger, pourra protéger ses propres citoyens des effets néfastes du plomb. Nous n'avons pas essayé de soumettre cette conclusion à une analyse économique, mais nous avons au moins étudié les répercussions qu'aurait une réduction progressive de l'usage du plomb dans l'essence. On a publié dans le rapport VI l'exercice de modélisation du DRI mentionné à la section IV. Il s'agissait de répondre à la question suivante : Quel serait l'effet d'une réduction progressive de l'usage du plomb sur le produit national brut? On a calculé que l'effet en serait négligeable. Il y aurait entre les provinces des transferts minimes des investissements, des revenus et des emplois. Autrement, l'économie pourrait absorber le changement sans chocs décelables. Nous sommes certains qu'il en sera de même pour la place du plomb dans l'économie nationale. On continuera à utiliser ce métal pendant des années--sans qu'il doive en coûter des sommes exorbitantes pour protéger le public canadien des débordements de plomb résiduaire dans l'environnement. Un exploitant de fonderies dans l'obligation de réaliser des profits ne sera pas de cet avis, en raison des risques à court terme. Mais tels sont pourtant les faits.

La Commission a été surprise de la manière dont ce problème est fractionné en raison des complexités du système juridique. Ce n'est pas seulement le cas pour le plomb. Chaque problème écologique réel est fractionné de la même manière. Les gouvernements démocratiques ont l'art de morceler des problèmes que la nature a unifiés. L'emploi du plomb en est un

exemple. Partout où nous sommes allés, nous avons entendu des doléances à propos du morcellement des responsabilités. Par exemple, à Belledune, le comité de surveillance environnementale de Belledune nous a demandé de répondre aux questions suivantes : Qui surveille quoi, où et par quels moyens? Qui fait quoi du point de vue de la réglementation, de la consultation et des négociations? Le Comité fait lui-même un effort louable pour apporter un certain degré d'unité dans un ensemble par ailleurs d'une complexité inexcusable. Nous avons rencontré partout des situations du même type qui nous ont plongés dans la perplexité.

Au niveau fédéral, il est clair que le problème du plomb concerne au moins les Ministres de l'Environnement, des Transports, de la Santé et du Bien-être Social, des Affaires extérieures, de l'Énergie, des Mines et des Ressources, du Travail, des Approvisionnements et Services, et de la Consommation et des Corporations. En outre, il concerne aussi les services de leurs ministères. Plusieurs d'entre eux recueillent des données, rédigent des directives et font des contrôles de performance. Dans chaque province, on observe une complexité similaire--et la plupart des détails du problème du plomb sont du ressort des provinces.

Nous avons été délégués par le ministre fédéral de l'Environnement, et lui adressons ce rapport. Mais les actions nécessaires pour se conformer à nos recommandations sont clairement aussi la responsabilité de plusieurs autres ministres fédéraux, et aux niveaux de la surveillance, de la réglementation et de l'application des réglements, engagent la responsabilité de

plusieurs ministres dans chaque province. En conséquence, nous n'avons pas transmis ces recommandations à des adresses ministérielles spécifiques, mais comptons sur d'autres personnes pour le faire.

On doit se baser sur deux objectifs principaux, pour chercher à expliquer de façon rationnelle cette complexité :

- Il y aura de façon continuelle, pendant de nombreuses années, des possibilités de commercialisation du plomb à l'intérieur du Canada, et une demande mondiale qui devrait permettre d'atteindre à l'avenir un taux élevé d'exportation. Pour être à la hauteur dans ce marché hautement compétitif, l'industrie devra moderniser sa technologie. Ceci s'applique à la fois aux fonderies primaires et secondaires, et à la plupart des autres divisions de l'industrie. Une bonne performance d'un point de vue écologique doit faire partie intégrantede l'investissement consacré aux installations nécessaires.
- Le gouvernement et l'industrie doivent tous deux considérer cette industrie dans son ensemble, du point de vue des services qu'elle doit rendre au public. Les problèmes que rencontrent les fonderies de deuxième fusion du plomb permettent d'illustrer ce détail. Leurs voisins immédiat peuvent les considérer comme une gêne ou même comme une menace pour la santé de leurs enfants. Naturellement, ces fonderies ne doivent pas être installées, comme quelques-unes d'entre elles actuellement, à la

périphérie de zones résidentielles. Mais pour que le processus de recyclage soit efficace, il faut disposer de ce type de fonderies, et ne pas laisser s'accumuler des batteries inutilisables et autres déchets contenant du plomb dans des installations de stockage ou des dépotoirs municipaux.

De l'avis de la Commission, il est maintenant temps d'essayer de corriger les déséquilibres et imperfections de toute l'industrie du plomb, qui à beaucoup d'égards a bien servi le Canada--mais s'est aliéné ses propres voisins.

Annexe I

Historique et réalisation de l'enquête

par Margaret C. Grisdale

1. Création de la Commission

Le long processus amorcé par Environnement Canada au début des années 1980 pour étudier l'impact du plomb ajouté à l'essence sur la santé humaine, s'est soldé par des controverses et des opinions contradictoires. Les pressions exercées pour réduire ou éliminer le plomb dans l'essence se sont intensifiées à la suite des mesures prises par l'Environmental Protection Agency des États-Unis (EPA) en 1984, qui ont consisté à considérablement réduire la teneur en plomb de l'essence dans ce pays. Le ministre de l'Environnement a alors décidé qu'il fallait faire appel aux conseils d'un organisme indépendant.

Les entretiens concernant l'ouverture de l'enquête indépendante en question ont commencé en avril 1984 entre des représentants d'Environnement Canada et la Société royale du Canada (SRC). La Société était accoutumée à servir le gouvernement de cette façon. De plus, elle constitue un organisme totalement indépendant, capable de recourir à l'expertise des meilleurs chercheurs et savants du Canada. Le rôle envisagé pour la Société au cours

de ces entretiens était analogue à celui joué au Royaume-Uni, par la Standing Royal Commission on Environmental Pollution qui, en conduisant ses recherches dans le secteur académique plutôt qu'en faisant une enquête publique, a réussi à résoudre des conflits d'opinion touchant des questions environnementales.

Des négociations minutieuses se sont poursuivies pendant tout l'été 1984. Il a finalement été convenu que la Société entreprendrait une étude d'une envergure beaucoup plus considérable que l'enquête initialement prévue, sur la question du plomb dans l'essence. Le 8 août 1984, la Société royale du Canada a été invitée par le Gouvernement du Canada à former une commission indépendante pour conduire une enquête sur tous les aspects touchant la présence du plomb dans l'environnement canadien, les lieux de travail exceptés. Après avoir considéré cette demande, la Société a donné son accord final le 8 août 1984. Il a en outre été convenu à ce moment-là, que M. F. Kenneth Hare présiderait l'étude et que M^me^ Margaret C. Grisdale, son adjointe éxécutive au Trinity College, la gérerait. D'autres membres de la Commission seraient nommés par la Société royale, sur la recommandation de M. Hare.

Bien qu'une entente décisive soit intervenue entre la Société et le Gouvernement du Canada le 8 août, l'adjudication du contrat et le déblocage des fonds ont été retardés à cause des élections imminentes et du changement de gouvernement qui en est résulté au début septembre. Le contrat définitif, évalué à 545 246 dollars, a été passé avec la Société royale le 7 septembre

1984 et la date d'échéance a été fixée au 30 septembre 1987. En plus des articles couverts par le contrat, Environnement Canada avait accepté de fournir des locaux à la Commission, d'imprimer ses rapports et de se charger du salaire et autres compensations versés à son directeur scientifique dans le cadre du programme "Échanges Canada". Le président et la gérante ont commencé à travailler sur l'enquête dès la signature du contrat, à Trinity College. Ce n'est que le 11 novembre que la Commission a pu s'installer dans des locaux appropriés.

Le principal critère intervenant dans la sélection des commissaires était l'expertise. Le président et les officiers de la SRC se sont chargés de préciser les domaines où cette expertise était nécessaire, puis d'identifier les personnes dont la nomination serait appropriée. C'est ainsi qu'ont été nommés :

- un biologiste spécialisé dans les questions environnementales et les métaux lourds (M^me^ Stokes, le vice-président)
- un toxicologue (M. Butler)
- un chimiste possédant une grande expérience de l'industrie minière (M. Gauvin)
- un ingénieur ayant travaillé dans l'industrie du pétrole (M. Keough)
- un épidémiologiste (D^r^ Neri)
- un médecin-chirurgien (D^r^ Robertson)

Sur ces six spécialistes, trois avaient le titre de membres de la Société royale. Par la suite, l'absence d'un commissaire possédant de l'expérience dans le domaine du neuro-développement s'étant fait sentir, on a eu recours aux services du Dr Peter L. Rosenbaum, neuropédiâtre rattaché à l'Université McMaster, qui a été nommé consultant médical principal. Le Dr Rosenbaum a travaillé en étroite collaboration avec la Commission, particulièrement avec le Sous-comité de la santé. Ses connaissances et son jugement se sont révélés inestimables.

En plus des commissaires, engagés à la journée, et du président et de la directrice, engagés à 20 % du salaire qu'ils recevaient au Trinity College (payable à cette institution), la Commission a pris à son service deux employés à temps plein et deux employés à temps partiel : M. Marcus C.B. Hotz, comme directeur scientifique à plein temps en date du 15 décembre 1984, Mlle Angelica Devito, comme adjointe administrative à plein temps à compter du 6 décembre 1984, ainsi que Mlles Kartini Rivers et Carol Murray, engagées par la suite à temps partiel, comme opératrice de traitement de texte et assistante de recherche respectivement.

2. Méthode d'enquête

La Commission a adopté une approche académique pour évaluer les données recueillies tout en reconnaissant qu'il fallait tenir compte des opinions de l'industrie et des groupes intéressés ainsi que des vues, publiées ou non, des chercheurs scientifiques. En fait, on avait prévu dans le budget, une

somme de 50 000 dollars pour aider les groupes de protection de la santé et de l'environnement à préparer des présentations à l'intention de la Commission. La Commission a aussi reconnu que les informations recueillies devaient être évaluées dans une perspective canadienne, et que toutes les recommandations qu'elle pourrait formuler auraient probablement des répercussions sur le plan socio-économique. C'est dans le but d'accomplir cette tâche délicate que la Commission a entrepris de rassembler et d'évaluer les éléments d'information nécessaires, de différentes façons.

Les séances de travail régulières de la Commission étaient évidemment essentielles. Tous les membres y étaient assemblés et, au début de l'enquête, ils ont consacré un temps considérable à la définition de leur tâche et à la recherche des moyens possibles de l'exécuter. Lors de ces séances, ils ont conseillé le président sur la nomination de consultants, élaboré le programme d'ateliers et d'audiences publiques et indiqué les orientations que devrait prendre l'enquête. Avec le temps, des questions de plus en plus spécifiques ont été traitées en détail. Puis, on a examiné la question de la préparation des rapports de la Commission. Pour ces rencontres, la Commission s'est efforcée de choisir des régions dans lesquelles l'industrie du plomb était particulièrement importante et des régions où la pollution par le plomb avait soulevé des inquiétudes. Pour éviter une répétition inutile des déplacements, on a combiné les séances de travail avec des visites des sites. En tout, la Commission a tenu treize séances de travail, une séance organisationnelle et deux séances de rédaction, dans les villes de Bathurst (Nouveau-Brunswick), d'Edmonton, de Montréal, d'Ottawa, de Sarnia, de Toronto et de Vancouver.

Mises à part les séances plénières de travail, certains groupes de commissaires se sont réunis, au besoin, et chacun des commissaires a travaillé individuellement dans le bureau de la Commission. À cet égard, un travail remarquable a été accompli par le Sous-comité de la santé, constitué des personnes suivantes : D^r H. R. Robertson, président, D^r G. C. Butler, D^r L. C. Neri et D^r P. L. Rosenbaum. La tâche la plus difficile de la Commission était sans doute d'évaluer les effets sur la santé de l'exposition à de faibles concentrations de plomb. Pour affronter cette tâche, le Sous-comité de la santé a tenu de nombreuses réunions, à Ottawa et à Toronto, en demandant souvent à des experts de l'extérieur d'y participer en personne, ou en consultant ces experts par conférences téléphoniques. En outre, D^r Neri a utilisé une partie de ses congés de l'Université d'Ottawa pour travailler à plein temps au bureau de la Commission, du 18 avril au 21 juin 1986, afin de terminer l'examen des données statistiques et médicales. Il n'a reçu aucune rémunération pour ses services et n'a réclamé que le remboursement de ses frais de déplacement et de subsistance.

L'une des premières démarches de la Commission a été de faire connaître son existence. Des annonces publicitaires ont été insérées dans l'édition nationale du Globe and Mail du 24 janvier 1985 et dans La Presse du 25 janvier 1985 pour signaler la création de la Commission, exposer son mandat et sa constitution, et pour solliciter des présentations écrites. À peu près au même moment, des communiqués dont la teneur était analogue ont été émis dans les deux langues officielles. Les communiqués ont été envoyés à toutes les personnes inscrites sur une liste établie immédiatement pour assurer la

liaison avec les média; cette liste a été conservée pendant toute la durée de l'enquête.

Pour mettre en contact les parties intéressées, le président avait également commencé, en décembre 1984, à écrire individuellement aux ministères et organismes relevant des gouvernements fédéral et provinciaux, aux gouvernements municipaux, aux industries, aux groupes intéressés, aux syndicats et aux associations médicales, pour les inviter à soumettre des présentations écrites. Bien plus d'une centaine de lettres ont ainsi été envoyées. Ces sollicitations, et d'autres prises de contact directes, faites au fur et à mesure que se déroulait l'enquête, ont permis de recueillir 66 présentations dont la liste est donnée dans l'Annexe II. Malgré des variations considérables dans la portée et la profondeur des analyses soumises, de nombreuses présentations étaient bien documentées, approfondies, et très pertinentes à l'enquête de la Commission.

Une autre démarche initiale, qui s'est poursuivie pendant toute la durée de l'enquête, a été l'acquisition d'articles, de documents et de toute autre matériel qui pouvait constituer une source d'information pertinente. Grâce à Carol Murray, la très abondante documentation recueillie a été cataloguée et classée. Le centre de documentation de l'Institute for Environmental Studies de l'Université de Toronto a fourni une aide précieuse en se chargeant des recherches bibliographiques pour la Commission. Les organismes gouvernementaux ainsi que les industries ont généreusement fourni l'information de base dont ils disposaient et l'achat de documents et de livres a été réduit au

strict minimum. Une bibliographie complète des documents utilisés ou obtenus est présentée dans un ouvrage séparé.

Le président, les commissaires et le directeur scientifique ont fait appel au réseau étendu de leurs relations dans la communauté scientifique nationale et internationale pour promouvoir le travail de la Commission et pour établir les faits. Parmi les sources potentielles d'information et les parties intéressées qui ont été consultées, on compte les personnes et organismes suivants :

- Sir Richard Southwood, président de la Standing Royal Commission on Environmental Pollution du Royaume-Uni; M. Donald Chant, président de l'Ontario Waste Management Corporation; Dr Mitchell Perry, un spécialiste des effets du plomb sur la tension artérielle, de Saint-Louis; et M. Sergio Facchetti, le chercheur italien qui a réalisé l'expérience sur les isotopes du plomb. Ces personnes ont toutes été invitées à rencontrer la Commission, à Toronto.

- M. Craig D. Stevenson, de la New Zealand Lead Commission, qui a récemment été instituée. M. Stevenson a passé la journée du 2 juillet 1985 en compagnie du président et du directeur scientifique.

- L'EPA des États-Unis, à New York et à Washington et le Research Triangle Peark, avec lesquels le directeur scientifique a organisé deux séries de rencontres, du 25 au 28 février 1985, puis le 28 mai 1985.

- La Commission de la Communauté européenne à Bruxelles, où le directeur scientifique s'est rendu en mai 1986.

- La Royal Commission on Environmental Pollution britannique, le Ministry of Agriculture, Fisheries and Food britannique et le Ministry of the Environment britannique, à Londres, où s'est rendue la gérante en janvier 1985.

- La Philadelphia Health Commission, visitée par la gérante en mai 1986.

- Des chercheurs scientifiques d'Italie et d'autres pays d'Europe visités par MM. Neri et Butler en avril 1985.

- Des membres de l'Imperial College et du Ministry of Agriculture, Fisheries and Food britannique à Londres, auxquels M^me^ Stokes a rendu visite en janvier 1986.

- L'Organisation mondiale de la Santé, à Genève et les Centers for Disease Control, à Atlanta avec lesquels Neri et Robertson se sont mis en contact.

Les commissaires et les autres membres du personnel ont profité de leurs séjours aux États-Unis et en Europe pour rechercher de l'information au nom de la Commission. Un grand nombre des contacts susmentionnés ont été établis de cette façon.

En tant que directeur scientifique, M. Hotz a représenté la Commission à de nombreuses occasions. Il a entre autres assisté à une audience du Comité de la Chambre des communes sur les ressources naturelles et les travaux publics et à deux assemblées du Board of Health de la Ville de Toronto. Il est resté en contact avec les personnes participant au Projet sur l'observance des lois fédérales du ministère de la Justice et avec le Bureau de la réforme de la réglementation du Conseil du trésor. Il a aussi assisté à de nombreux ateliers et conférences, parmi lesquels : un atelier organisé par l'Air Pollution Control Association, qui a eu lieu à Toronto les 22 et 23 avril 1985; un séminaire parrainé par la Société d'électrochimie sur la technologie des accumulateurs, tenu le 8 mai 1985; une réunion du Clean Air Scientific Advisory Committee de l'EPA tenue à Washington du 13 au 15 mai 1985; et la rencontre organisée par Énergie, Mines et Ressources Canada sur les combustibles de remplacement, qui a eu lieu les 10 et 11 juin 1986. M. Hotz a visité, entre autres, la raffinerie de recyclage des lubrifiants de la Canadian Oil Company à Toronto et la Ford Motor Company, à Oakville. Il a également pris l'initiative de convoquer une réunion des directeurs et du personnel des services de santé des provinces Maritimes, qui s'est tenue à Halifax en février 1986.

De plus, les commissaires et les employés de la Commission ont assisté à des conférences, visité certains sites et organisé des rencontres à l'échelle régionale. D[r] Neri a accompagné le directeur scientifique à la Conference on Lead and Environmental Health qui a eu lieu à l'Université Duke en mai 1985; M[me] Stokes a assisté à la Conference on Lead in the Home Environment au Imperial College, à Londres, en avril 1986 et il a lui-même fait une présentation sur l'enlèvement du sol renfermant du plomb, dans le cadre d'une conférence sur les substances présentes en traces, tenue à Columbia (Missouri) en juin 1986.En totalité ou en partie, la Commission a visité les sites industriels suivants :

- Raffinerie et centre de recherche d'Esso, à Sarnia (janvier 1985)
- Fonderie de la Cominco à Trail (octobre 1985)
- La Canada Metal Company Ltd et la Toronto Refiners and Smelters Company Ltd, à Toronto (janvier 1986)
- La mine de la Brunswick Mining and Smelting Comporation près de Bathurst (N.-B.) et leur fonderie à Belledune (N.-B.) (février 1986)

Par ailleurs, le président et la gérante se sont rendus à Winnipeg en janvier 1986 pour y rencontrer le sous-ministre de l'Environnement. À cette occasion, ils ont reçu de la main des représentants du ministère de l'Environnement du Manitoba une présentation écrite exhaustive et ils ont visité l'usine de la Canada Metal Company Ltd ainsi que le quartier de l'école Weston.

Dans les diverses régions visitées, la Commission s'est efforcée de rencontrer les personnes intéressées à la question du plomb. Des représentants des syndicats et de la communauté des régions de Trail/Kimberley en Colombie-Britannique et de Bathurst/Belledune au Nouveau-Brunswick ont été personnellement invités à se présenter devant la Commission, tout comme l'ont été des cadres supérieurs de la Cominco et de la Brunswick Mining and Smelting. Peu de gens ont assisté aux autres rencontres. L'expérience de la Commission en ce qui a trait aux audiences publiques est décrite en détail ci-après. La similitude des vues exprimées par les représentants des syndicats, de la communauté et du milieu industriel était frappante. Pour leur part, les syndicats ont insisté sur le fait que la santé et la sécurité des travailleurs restaient leur principale préoccupation, tout en reconnaissant que si des restrictions supplémentaires étaient imposées sur l'utilisation du plomb ou sur son extraction et son traitement, il pourrait en résulter des fermetures d'usines et, par conséquent, des pertes d'emploi. Ils ont fait valoir, par ailleurs, que les autres emplois possibles, lorsqu'il y en avait, rapportaient des salaires beaucoup moins élevés. Ces opinions étaient partagées par les gouvernants de la communauté, qui ont reconnu la vulnérabilité économique des villes ne possédant qu'une industrie. Les représentants de la chambre de commerce de Kimberley ont expliqué que l'on cherchait à développer l'industrie du tourisme pour offrir une solution de rechange à l'exploitation minière, mais que les salaires offerts étaient beaucoup moins élevés. Les représentants de la Cominco et de la Brunswick Mining and Smelting ont souligné le fait que le marché des métaux, et particulièrement celui du plomb, connaissait une dépression générale; les sociétés minières

n'auraient donc pas les moyens de faire face à de nouvelles restrictions en ce qui a trait à l'utilisation de leur produit ni aux coûts de mesures anti-pollution supplémentaires.

Lors du rassemblement et de l'évaluation de l'information, la Commission n'a pas manqué de faire appel aux ressources d'Environnement Canada, à celles d'autres ministères fédéraux et à celles des ministères provinciaux. La Commission a en effet jugé que sa situation d'indépendance ne l'empêchait pas d'exploiter toutes les sources d'information et d'expertise à sa portée. C'est ainsi que des membres des ministères fédéraux ont été invités à faire des représentations lors des ateliers portant sur les effets sur la santé et sur les voies de pénétration; des observateurs représentant Environnement Canada, Santé et Bien-être social Canada et d'autres ministères fédéraux étaient présents à d'autres ateliers et audiences publiques; on a également consulté les experts et l'information disponibles à l'intérieur d'Environnement Canada.

La Commission a fait une distinction entre les experts, qu'ils travaillent ou non pour le compte du gouvernement, avec lesquels elle s'est mise en communication, et les consultants, dont les services et les conseils étaient rémunérés. Dans cette catégorie, des relations à des degrés très variables ont été établies. On a déjà mentionné l'association étroite du D^{r} Rosenbaum, consultant médical en chef, avec la Commission. Les personnes et organismes suivants ont aussi participé aux travaux de la Commission, en plus des individus qui ont fait des présentations lors des ateliers :

- M. David Hewitt qui a participé à l'évaluation des données épidémiologiques.

- M. S. H. Zlotkin, qui a revu la partie du rapport consacrée à l'analyse biochimique.

- M. Arthur Chamberlain qui, en plus de faire une présentation à l'atelier sur les voies de pénétration, s'est rendu à Toronto à deux reprises pour conseiller la Commission, et a participé à la préparation du rapport final.

- Des étudiants de deuxième ou troisième cycle de l'Université de Toronto et de l'Université d'Ottawa, qui ont été engagés comme consultants adjoints pour les travaux de recherche et de documentation.

- L'ESSA (Environmental and Social Systems Analysts Ltd) engagée pour perfectionner son modèle du plomb dans la ville de Toronto relativement à la section du rapport sur les voies de pénétration du plomb.

- La DRI (Data Resources of Canada), qui a été employée pour entreprendre l'analyse de plusieurs options en ce qui concerne l'élimination graduelle du plomb dans l'essence.

La DRI a été choisie après mûre réflexion sur le type de conseils économiques requis par la Commission : il fallait effectuer des analyses complexes sur des questions économiques pour fournir ces conseils; on a donc eu recours à la vaste base de données de la DRI pour obtenir un aperçu global des répercussions économiques qu'auraient les recommandations de la Commission. La proportion du budget total qui a été consacrée aux frais de consultation était de loin la plus importante, car le président et la SRC ont jugé qu'il serait impossible de regrouper au sein de la Commission toute l'expertise nécessaire et qu'il faudrait, au besoin, chercher ailleurs des conseils et de l'information.

3. Ateliers

La Commission a également constaté, peu de temps après le début de l'enquête, qu'elle devait se familiariser avec des aspects spécifiques de la question du plomb et que la meilleure façon d'acquérir ces connaissances était d'organiser des ateliers plutôt que de commander des rapports aux consultants. Il y a eu six ateliers : deux d'entre eux (effets sur la santé et voies de pénétration) ont été organisés entièrement par la Commission et les quatre autres l'ont été, en partie ou en totalité, par l'industrie ou par des représentants de l'industrie. Voici les sujets des ateliers, avec les organisateurs et les dates correspondantes :

- Les aspects techniques du raffinage du pétrole (entièrement organisé par la PACE, Sarnia, les 17 et 18 janvier 1985)

- Indications médicales et épidémiologiques (études commandées par l'ILZRO, Toronto, le 18 février 1985)

- L'industrie du plomb tétraéthyle (présentations faites par DuPont Canada Inc. et Ethyl Canada Inc., Toronto, le 18 février 1985)

- Les effets du plomb sur la santé (la Commission, Ottawa, les 29 et 30 mars 1985)

- L'industrie du plomb (présentations faites par les utilisateurs industriels du plomb, coordonnées par M^me^ Darlene Varaleau de la Canada Metal Company Ltd, Toronto, le 26 avril 1985).

- Les voies de pénétration du plomb (la Commission, Edmonton, les 17 et 18 octobre 1985)

Lors de ces ateliers, en plus des présentations orales, des documents écrits ont été distribués et les échanges de vues entre les présentateurs, les commissaires, le personnel et les observateurs invités se sont révélés très précieux. Comme on l'a déjà mentionné dans le présent document, les comptes rendus et résumés des ateliers sur les effets du plomb sur la santé et sur les voies de pénétration dans l'environnement font l'objet de volumes distincts.

Le seul regret de la Commission en ce qui concerne les ateliers est celui de n'avoir pu organiser, ou pu faire organiser en son nom un atelier sur le moteur automobile, consacré au moteur à combustion interne, à la promesse d'un moteur consommant un mélange pauvre et où les concepteurs d'automobiles auraient exprimé leur réaction aux mesures existantes et imminentes de lutte contre la pollution, y compris aux mesures de lutte contre la pollution par le plomb. Contrairement aux autres industries auprès desquelles on a fait des démarches pour obtenir de l'information, la Société des fabricants de véhicules à moteur du Canada (CMVMA) n'a pas pu fournir son aide. Ce n'est qu'après que le président a écrit directement aux présidents des cinq principaux fabricants d'automobiles canadiens que la CMVMA a accepté de se plier aux demandes de la Commission. Il s'est alors révélé impossible de convenir d'une date et d'une présentation qui répondraient aux exigences de la Commission.

Les représentants de la Ford Motor Company ont par la suite été très serviables et ils ont fourni des informations appropriées sur le fonctionnement du moteur automobile, qui ont permis de compléter l'étude. La Ford Motor Company du R-U avait fourni des renseignements et toutes les illustrations nécessaires sur le moteur à combustion interne à la Royal Commission on Environmental Pollution du Royaume-Uni, qui les a généreusement partagés avec la Commission de la Société royale. En outre, grâce à leurs relations personnelles, M. Keough et M. Hotz ont pu rencontrer M. Ron Bright et ses collègues de l'usine de la Ford Motor à Oakville, le 10 décembre 1985 et un grand nombre des questions que la Commission se posait au sujet de la conception des moteurs ont été résolues à cette occasion.

4. Réaction du public aux travaux de la Commission

Malgré les plus de 100 lettres d'information envoyées par le président, les annonces publicitaires mises dans les journaux à l'échelle nationale, l'émission de deux communiqués de presse, les informations données par les média sur les audiences publiques et la publication du rapport provisoire, le public en général a manifesté étonnament peu d'intérêt à l'égard des travaux de la Commission. Sur les 66 présentations soumises, 6 seulement provenaient de particuliers, dont l'un a reçu une aide financière partielle, et 10 émanaient de groupes intéressés, dont 6 ont été entièrement ou partiellement subventionnés. La majorité des présentations émanaient des ministères fédéraux ou provinciaux, des gouvernements municipaux et de l'industrie.

La Commission avait envisagé d'organiser un symposium public sur la question du plomb, auquel seraient invités des représentants de toutes les parties intéressées, mais l'idée a été abandonnée, faute d'enthousiasme de part et d'autre.

Au lieu de cela, on a prévu une série de cinq audiences publiques pour s'assurer que tous les individus, groupes et industries s'intéressant à la question du plomb auraient l'occasion de faire connaître leur point de vue à la Commission. . Ces assemblées ont eu lieu aux dates et aux endroits suivants :

- le 25 juillet 1985 à Toronto
- le 4 octobre 1985 à Ottawa
- le 19 octobre 1985 à Edmonton
- le 18 décembre 1985 à Vancouver
- le 25 mars 1986 à Montréal

Les audiences du 25 juillet, du 4 et 19 octobre ont été annoncées dans l'édition nationale du Globe and Mail et dans La Presse le 25 juin 1985. L'audience du 18 décembre a été annoncée dans le Sun et le Province de Vancouver, dans le Times-Colonist et Le Soleil de Colombie de Victoria et dans le Daily Times de Trail le 15 novembre 1985. L'audience du 25 mars a été annoncée dans la Gazette et dans La Presse de Montréal, le 25 février 1986. En outre, la présence de la Commission sur la côte est et son désir de rencontrer les individus et les groupes intéressés à la question du plomb dans leur propre région, ou de rembourser leurs frais de déplacement pour les rencontrer en un point central, ont été annoncés dans l'édition nationale du Globe and Mail, dans le Gleaner de Frédéricton, dans le Telegram de St-Jean, dans le Chronicle Herald de Halifax, dans le Guardian and Patriot de Charlottetown et dans L'Acadie nouvelle, le 16 janvier 1986.

En regard de l'importante et coûteuse publicité qui avait été faite, le peu d'intérêt suscité par les audiences et la faible participation du public ont été pour le moins décevants. Deux des groupes intéressés ont été entendus lors de l'audience du 25 juillet. Ces deux groupes avaient soumis des présentations écrites à la Commission. Un représentant du South Riverdale Community Health Center (Centre de santé communautaire de South

Riverdale) s'est présenté et la Learning Disabilities Association of Canada (Association canadienne pour les personnes ayant des troubles d'apprentissage) (LDAC) a demandé qu'une communication soit lue et inscrite dans les minutes de l'audience. Un représentant de la LDAC a assisté en personne aux audiences du 4 octobre, ainsi qu'un représentant de l'Institut canadien de la santé infantile. Des représentants d'un seul groupe ont assisté aux audiences du 19 octobre, ceux de l'Alberta Association for Adults and Children with Learning Disabilities (AAACLD).

L'audience du 18 décembre s'est révélée des plus stimulantes et instructives : des présentations ont été faites par Richard Gallagher au nom du Environmental Health Committee de la British Columbia Medical Association et par Joe Labuda, ingénieur, qui a donné une critique détaillée du rapport provisoire de la Commission, intitulé Du plomb dans l'essence - Étude pour une politique au Canada. Une discussion intéressante s'est amorcée entre les commissaires, les présentateurs et les observateurs invités représentant la PACE, la Cominco et le Board of Health de Vancouver, et avec les représentants des divers média.

Peu de gens du public et de membres des groupes d'intérêt public ont assisté à l'audience tenue à Montréal : le groupe STOP et l'Association québécoise de lutte contre les pluies acides avaient manifesté le désir de s'adresser à la Commission, mais seul un représentant du STOP s'est présenté à l'audience. Parmi le reste de l'assistance, on comptait toutefois des représentants de la Canadian Oxygenated Fuels Association (Association cana-

dienne pour l'emploi de combustibles oxygénés), de la Communauté urbaine de Montréal et du Centre hospitalier de Verdun. À la demande spécifique de la Commission, des présentations ont été faites sur le potentiel des essences oxygénées et sur les probèmes résultant de l'écaillage et de la peinture au plomb sur le pont Mercier, à Montréal. Des représentants de l'Hôpital général de Montréal et d'Environnement Canada étaient aussi présents en tant qu'observateurs.

Absolument aucune audience n'a été sollicitée par suite de la publicité mise dans les journaux des Maritimes.

Devant la Commission, la LDAC a fortement insisté sur le fait que le plomb est une substance extrêmement dangereuse et que son utilisation dans l'essence ou toute autre utilisation industrielle devraient être interdites à tout prix. L'Institut canadien de la santé infantile partageait la même opinion et a de plus fait ressortir que les intérêts des enfants étaient mal défendus dans des questions telles que celle du plomb. Les vues du South Riverdale Community Health Center et ses préoccupations particulières sur les sujets "points chauds" sont, évidemment, présentées intégralement dans un document d'accompagnement du présent rapport. Les présentations de M. Gallagher et de M. Labuda à l'audience du mois de décembre, bien qu'elles n'aient pas entièrement été acceptées par la Commission, étaient très approfondies et bien documentées; elles ont permis à la Commission de pousser plus loin son analyse et les discussions. La présentation de STOP à l'audience du mois de mars n'avait qu'un rapport indirect avec le plomb et portait surtout sur le NO_x présent dans les gaz d'échappement des automobiles.

Malgré le fait que peu d'information scientifique nouvelle ait été reçue lors des audiences publiques, celles-ci ont permis de mettre en présence les diverses parties concernées dans un cadre non officiel. Parmi les personnes ayant assisté aux audiences, on compte des représentants de la PACE (sauf pour ce qui est de l'audience de Montréal), d'Environnement Canada, de Cominco et les autres personnes dont la présence aux audiences des mois de décembre et de mars a déjà été signalée; ces observateurs ont participé à la discussion générale qui a suivi les présentations formelles. Les audiences ont également été utiles dans la mesure où elles ont retenu l'attention des média quant au travail de la Commission.

Des représentants des média ont assisté à toutes les audiences, sauf à celle du 4 octobre. La plupart de ces journalistes ont indiqué qu'ils ignoraient l'existence de la Commission avant l'annonce des audiences publiques et qu'ils n'avaient vu aucun des deux communiqués émis par la Commission. De plus, les représentants des média les plus importants n'avaient pas non plus eu connaissance de la création de la Commission. La publication du rapport provisoire de la Commission et la déclaration du ministre de l'Environnement sur sa stratégie visant à éviter l'utilisation de l'essence au plomb dans les véhicules conçus pour fonctionner avec de l'essence sans plomb ont également intéressé les journalistes au travail de la Commission. C'est cette dernière question qui a toutefois soulevé le plus d'intérêt et le directeur scientifique a été invité à donner plusieurs entrevues à la radio et à la télévision. Dans l'ensemble, les média n'ont pas

couvert de façon très complète les travaux de la Commission. D'autres questions environnementales, qui ont émergé pendant l'enquête, comme celle de la qualité de l'eau des Grands Lacs, ont davantage retenu l'attention.

Par ailleurs, la publication du rapport provisoire intitulé Du plomb dans l'essence - Étude pour une politique au Canada, le 29 octobre 1985, a suscité une certaine réaction chez le public. On a en effet reçu en moyenne 10 appels téléphoniques par jour émanant du public jusqu'aux environs du 8 novembre 1985. La plupart de ces appels concernaient l'utilisation de l'essence au plomb dans les véhicules conçus pour fonctionner avec de l'essence sans plomb, ce qui laisse penser que cet intérêt avait été davantage éveillé par la déclaration du ministre faite peu avant la publication du rapport, que par le rapport lui-même.

Comme on l'a déjà mentionné, une somme de 50 000 dollars avait été prévue dans le budget pour aider ceux qui n'avait accès à aucune source de financement pour préparer leur présentation et paraître devant la Commission. Le consentement de la Commission à fournir une aide financière dans certains cas a été clairement indiqué au moment de l'annonce des audiences publiques. Or, rares sont ceux qui se sont prévalus de cet avantage. Les fonds ont servi à financer la présentation des Amis de la Terre, celle de la Niagara Neighbourhood Association et deux présentations du South Riverdale Community Health Center. Ils ont aussi servi à rembourser les frais de déplacement du représentant de la LDAC pour l'audience du 4 octobre, les frais de déplacement des chefs syndicaux et municipaux de Trail et de Kimberley, à couvrir

les frais de dactylographie et de polycopie pour la présentation de M. Labuda ainsi que la petite rétribution donnée à STOP pour sa présentation du 25 mars. Le peu de compétition à l'égard de ces fonds dénote le manque d'intérêt du public pour la question du plomb.

5. Préparation et publication du rapport

À chaque commissaire, on a donné la responsabilité d'un aspect spécifique de l'enquête et demandé de préparer une ébauche de la section du rapport portant sur cet aspect. Le président, le directeur scientifique et la gérante assumaient également des responsabilités spécifiques sur le plan de la recherche de la rédaction. Le président, avec l'aide du vice-président et du directeur scientifique, ont révisé les diverses sections rédigées individuellement et se sont chargés de préparer un document complet et cohérent. Ce document a par la suite circulé parmi les commissaires et a été passé en revue et révisé lors d'une longue séance de rédaction. La version révisée a ensuite été soumise à l'examen des pairs de la Société royale du Canada avant la révision finale, la copie sur machine de traitement de texte et la traduction en français. Pendant l'étape de la rédaction, on a tenté de rejoindre ceux qui avaient fait des contributions importantes à l'enquête pour vérifier l'exactitude des citations.

L'examen par les pairs est pratique courante dans le cas des enquêtes menées par la Société royale du Canada. Il permet de vérifier que les rapports sont conformes aux objectifs orginaux de l'enquête et que leur

préparation répond à des normes académiques. Les Associés à qui on avait initialement attribué l'examen des rapports de la Commission étaient les suivants : Dr André Barbeau, M. Keith Laidler et M. Thomas Hutchinson. B. R. Belleau a par la suite remplacé Dr Barbeau, décédé subitement le 9 mars 1986. M. Derek Bewley s'est joint au comité en juillet 1986 pour examiner le volume sur les voies de pénétration.

Conformément à la politique de la Société royale qui consiste à rendre publiques toutes ses activités, le rapport provisoire a été lancé lors d'une conférence de presse tenue à Ottawa le 29 octobre 1985. La Société et la Commission ont été un peu contrariées du fait que la publication du rapport provisoire avait été retardée de quelques semaines pour accommoder le ministre de l'Environnement.

6. Liaison avec la Société royale du Canada

Pendant toute la durée de l'enquête, la Commission a présenté des rapports mensuels au gouvernement et à la Société. En outre, le président et la gérante ont rencontré le directeur exécutif honoraire et le secrétaire exécutif tous les trois mois pour discuter du travail de la Commission.

7. Conclusion

La Commission s'est rapidement rendue compte qu'elle pouvait difficilement éviter une enquête de type audience publique en faveur d'une investigation purement scientifique dans le cas d'une question aussi politisée que la

controverse du plomb. Elle a pris au sérieux son mandat verbal qui consistait à réunir les diverses parties pour élaborer un plan d'action concerté. Il est difficile de juger dans quelle mesure ces objectifs ont été atteints puisque la controverse concernant l'utilisation de l'essence avec plomb a été résolue grâce à une modification des normes fédérales sur les gaz d'échappement des automobiles, qui rend obligatoire l'emploi de convertisseurs catalytiques et peu pratique l'utilisation du plomb pour augmenter l'indice d'octane. Malgré tout, elle a réussi à créer un climat de coopération remarquable entre les divers participants et il est probablement juste de dire qu'elle a engendré beaucoup de bonne volonté.

Les conclusions de la Commission sur le plan scientifique sont données ailleurs dans le présent rapport et on laisse à d'autres le soin de les juger. Dans la plupart des études sérieuses, il est nécessaire de se fixer des limites en ce qui concerne le rassemblement de l'information et la présente étude ne fait pas exception à la règle. Étant donné les ressources dont disposait la Commission, à la fois en temps et en argent, elle est d'avis que l'enquête a été poussée aussi loin qu'il était raisonnable de le faire.

Les travaux de la Commission se sont déroulés sans complication administrative, grâce à l'excellente coopération de la Direction des finances et de l'administration du Service de la protection de l'environnement d'Environnement Canada, et de l'agent des contrats, M. Glenn Allard. Les paiements

du contrat ont été versés promptement et les agents avec lesquels la Commission a traité se sont toujours montrés courtois et disponibles pour éclaircir les clauses du contrat, lorsqu'il le fallait.

La Commission a l'intention de solliciter les commentaires sur son rapport final et sur son travail en général avant le 15 novembre 1986. Elle prendra ensuite en considération les commentaires présentés et les fera circuler, accompagnés de sa propre réponse, avec 9 mois d'avance sur son calendrier. Tout indique que les limites du budget seront respectées.

Annexe II

Liste des présentations à la Commission

GOUVERNEMENT FÉDÉRAL

Consommation et Corporations Canada

Énergie, Mines et Ressources Canada

Environnement Canada,

Service de la protection de l'environnement

Environnement Canada

Institut des eaux douces

Environnement Canada

Institut national de recherche sur les eaux, Centre canadien des eaux intérieures

Environnement Canada

Division des systèmes de transport, Direction des programmes industriels

Santé et Bien-être social Canada

GOUVERNEMENTS PROVINCIAUX

Department of Environment, Terre-Neuve

Department of Health, Terre-Neuve

Ministère des Affaires municipales et de l'Environnement, Nouveau-Brunswick

Ministry of Environment, Alberta

Ministry of Environment, and Workplace Safety and Health, Manitoba

Ministère de l'Environnement, Ontario

Ministère de la Santé, Ontario

Ministry of Environment, Saskatchewan

GOUVERNEMENTS MUNICIPAUX

Ville de Toronto, Department of Public Health

Ville de Trail, Colombie-Britannique

Communauté urbaine de Montréal

Municipalité régionale d'Ottawa-Carleton

Sarnia Lambton Economic Development Commission

Village de Jacquet River

PARTICULIERS

Clague, Michael

Hubley, Kenneth

Ingraham, T. R.

Labuda, Joe (société L.C.E.)

Ray, A. K.

Stevens, Harold

INDUSTRIES ET ASSOCIATIONS INDUSTRIELLES

American Can Canada Inc.

Brunswick Mining and Smelting Corporation

Canada Metal Company Ltd

Canadian Battery Manufacturers' Association

Canadian Oil Company Ltd.

Canadian Oxygenated Fuels Association

Association canadienne de la peinture et du revêtement

CarterChem Inc.

Cominco Ltd.

Dominion Colour Company Ltd.

Du Pont Canada

Ethyl Canada Inc.

Produits Gulf Canada

ILZRO (Organisation internationale de recherche pour le plomb et le zinc) avec présentations individuelles par les chercheurs invités

PACE (Association pétrolière pour la conservation de l'environnement canadien)

GROUPES INTÉRESSÉS

Alberta Association for Adults and Children with Learning Disabilities

Belledune Environmental Monitoring Committee

Association canadienne du droit de l'environnement

Chaleur Regional Industrial Commission Inc.

Les Amis de la Terre

Kimberley Bavarian Society and Chamber of Commerce

Troubles d'apprentissage - association canadienne

Niagara Neighbourhood Association

Ontario Association for Children with Learning Disabilities

Society for Environmental Control of Kimberley, Colombie-Britannique

South Riverdale Community Health Centre

STOP (inc.; acronyne de Society to Overcome Pollution)

ASSOCIATIONS MÉDICALES

British Columbia Medical Association

Association médicale canadienne

College of Physicians and Surgeons of Manitoba

Manitoba Medical Association

HÔPITAUX MUNICIPAUX

Centre de toxicologie du Québec, Centre hospitalier de l'Université Laval

Département de santé communautaire, Centre hospitalier de Verdun

SYNDICATS

Congrès du travail du Canada

Métallurgistes unis d'Amérique, sections 9672 et 9705

Métallurgistes unis d'Amérique, section 7085

UNIVERSITÉS

Byer, P. H. et R. Serafin, Institute for Environmental Studies,
Université de Toronto

Nicholls, D. McEwen, Department of Biochemistry, Université York

Wixson, B. G., University of Missouri-Rolla.

Annexe III

L'octane et son importance quant au rendement du moteur à essence

par W.J. Keough

1. Le moteur à combustion interne à quatre temps

Au cours du 20e siècle, le moteur à combustion interne à quatre temps consommant de l'essence de pétrole ou des produits pétroliers plus légers, est devenu le type d'organe de propulsion le plus utilisé pour les automobiles et les petits camions. Ce moteur est basé sur le principe selon lequel l'air et le combustible à l'état gazeux sont mélangés avant d'être admis dans le cylindre. Il y a ensuite compression du mélange air-carburant homogène puis inflammation commandée par une étincelle électrique, qui amorce la combustion correspondant au temps moteur du cycle. Presque tous les produits de combustion sont rejetés dans l'atmosphère. Seules de petites quantités sont retenues sur les parois du moteur ou dans le système d'échappement et dans l'huile de graissage.

2. Relation entre le taux de compression et le rendement du moteur

La première application reconnue du moteur à quatre temps est généralement attribuée à Otto, qui a commencé à fabriquer des moteurs dans les années 1880. Dans ses moteurs, Otto exploitait l'idée de la compression du

mélange air-carburant avant l'inflammation. Il était évident que le rendement de ses moteurs pouvait être amélioré grâce à une compression accrue du mélange carburé avant l'allumage. Le succès de ce type de moteur a donné lieu à d'autres recherches visant à obtenir des taux de compression plus élevés et à trouver de nouveaux combustibles.

La compression du mélange air-carburant s'exprime par le taux de compression qui représente essentiellement le rapport du volume du cylindre à la fin de la course d'admission au volume du cylindre, à la fin de la course de compression. Le volume du cylindre comprend le volume de la partie cylindrique plus le volume de la culasse dans laquelle se trouvent ménagées les soupapes d'admission et d'échappement et qui renferme la bougie d'allumage électrique.

Pour améliorer le rendement du moteur, les concepteurs ont tout d'abord cherché à augmenter le taux de compression. Au même moment, le distillat de pétrole, ou l'essence provenant de la simple distillation du pétrole brut, est devenu le combustible privilégié pour les moteurs d'automobiles.

Avec cette combinaison d'un taux élevé de compression et d'un combustible provenant d'une simple distillation, on s'est rapidement heurté à un obstacle technique se manifestant par un phénomène connu sous le nom de détonation, et réduisant le rendement du moteur. Si aucune mesure n'est prise pour éliminer ce bruit, il en résulte de graves dommages mécaniques. Les simples distillats de pétrole peuvent détoner dans les moteurs dont le taux de compression est bien inférieur à 5/1.

3. La détonation du carburant limite le rendement du moteur

La détonation est généralement attribuée à des problèmes de combustion survenant après que l'étincelle a enflammé le mélange carburé, dans le cylindre. Dans des conditions idéales, la combustion amorcée par l'étincelle se propage de proche en proche dans la chambre de combustion jusqu'à ce que tout le carburant soit consommé; l'augmentation constante et uniforme de la pression à l'intérieur de la chambre de combustion et du cylindre pousse très efficacement le piston.

Lorsqu'il y a détonation, la séquence idéale de la combustion est interrompue par l'inflammation prématurée du gaz qui se trouve à l'autre extrémité du cylindre (habituellement dans la partie la plus éloignée de la bougie). L'inflammation prématurée du mélange peut s'expliquer par plusieurs facteurs qui dépendent, entre autres, de l'état du moteur, du taux de compression, des conditions atmosphériques et de l'altitude. Plusieurs formes de détonation ont été mises en évidence.

La détonation prématurée du carburant peut être causée par l'avance du point d'allumage, par des surfaces chaudes sur les parois du cylindre ou par l'inflammation spontanée du carburant à température et pression élevées. Il est possible de réduire la tendance d'un moteur à détoner en utilisant un carburant présentant une haute résistance à la détonation.

4. Recherche visant à éliminer la détonation

Les concepteurs des moteurs et les producteurs d'essence ont entrepris de front des recherches visant à améliorer le rendement des moteurs par les moyens suivants : modification de la forme de la chambre de combustion, addition d'antidétonants à l'essence et amélioration des propriétés antidétonantes du carburant par des changements apportés à sa composition moléculaire.

C'est à Madgley et Kettering de la General Motors Research que l'on doit la première et la plus importante découverte technologique dans ce domaine, à savoir que l'addition de très petites quantités de dérivés organiques du plomb (alkyles de plomb) à l'essence avait pour effet d'inhiber l'inflammation spontanée du mélange gazeux et donc d'augmenter le taux de compression maximal pour un carburant donné.

Non seulement les dérivés organiques du plomb permettaient d'augmenter de beaucoup l'indétonance du carburant, mais ils revenaient beaucoup moins cher que n'importe lequel des procédés de distillation ou de transformation mis au point à cette époque dans l'industrie du pétrole. Grâce à l'utilisation des alkyles de plomb comme antidétonants, les concepteurs ont pu améliorer considérablement le rendement des moteurs.

5. L'indice d'octance, mesure du pouvoir antidétonant

Le pouvoir antidétonant prenant de plus en plus d'importance dans les spécifications des carburants, il est devenu nécessaire de trouver un moyen de mesurer cette caractéristique. L'essai qu'on utilise aujourd'hui consiste à faire fonctionner un moteur à un seul cylindre, en faisant varier le carburant, l'alimentation et le taux de compression, et à comparer le pouvoir antidétonant de l'essence essayée avec celui d'un mélange connu d'iso-octane et d'heptane normal.

C'est par cette méthode qu'on a pu évaluer la résistance d'un carburant à la détonation, appelée indice d'octane. Ce nom vient du choix arbitraire d'une valeur de 100 pour un carburant constitué d'iso-octane pur.

Pour caractériser les essences à moteur, on utiliser deux indices d'octane. On fait appel à des procédés distincts pour mesurer l'indice d'octane recherche (IOR) (ASTM Research Method D2699) et pour mesurer l'indice d'octane moteur (IOM) (ASTM Motor Method D2700). À chacun de ces essais correspondent des conditions spécifiques en ce qui concerne le taux de compression, l'alimentation, le réglage de l'avance à l'allumage et la température de l'air.

Un troisième indice d'octane se calcul à partir des valeurs déterminées pour l'IOR et l'IOM. Pour l'obtenir, on fait la moyenne arithmétique de l'IOR et de l'IOM (R + M/2). Le résultat ainsi obtenu est parfois appelé indice d'octane - route.

6. Modification de la forme du moteur pour tirer parti des essences à indice d'octane élevé

La venue des antidétonants au plomb dans les années 1920 a permis aux concepteurs de faire porter leurs recherches sur la mise au point de moteurs plus efficaces pour véhicules automobiles. Simultanément, les progrès réalisés dans les techniques de raffinage ont contribué à améliorer les propriétés antidétonantes de l'essence tout en augmentant la production.

Les concepteurs ont immédiatement cherché à augmenter les taux de compression pour tirer parti des améliorations de la résistance à la détonation, ou indice d'octane. La recherche sur les caractéristiques de combustion a également donné lieu à des modifications importantes de la forme de la chambre de combustion, qui devaient augmenter encore plus la résistance à la détonation. L'une des principales modifications apportées en ce sens a été la mise au point d'un moteur à soupapes latérales dont la popularité s'est maintenue pendant plus de vingt ans.

En 1925, le taux de compression d'un moteur typique d'automobile s'élevait à 4,4/1 pour un carburant dont l'indice d'octane était de 60-70. Dès le milieu des années soixante, les rendements, les taux de compression et la puissance brute du moteur étant à leur maximum, le taux de compression atteignait 10/1 et l'indice d'octane (IOR), 100.

Pour produire des essences répondant aux exigences imposées par la forme des moteurs des années soixante, il a fallu que les raffineurs de pétrole acquièrent du nouveau matériel et, en général, qu'ils utilisent des alkyles de plomb comme antidétonants, dans une proportion maximale de 4 cm^3 par gallon impérial pour les supercarburants.

Entre 1925 et 1965, des progrès impressionnants ont effectivement été réalisés en ce qui concerne les taux de compression des moteurs et l'efficacité des carburants, comme on peut le voir dans le Tableau de l'annexe I. Pour un moteur donné, la puissance a en effet plus que triplé.

Tableau ann. I

Taux de compression et rendement du moteur

Année	Taux de compression	Puissance développée par pouce cube de cylindrée	Performance du moteur (tonne milliaire/gallon impérial)
1925	4.4:1	0,234	28,8
1965	10.0:1	0,78	64,2

7. Problèmes rencontrés au cours des années 1970 et 1980

Pendant les années 1970 et 1980, la puissance et le rendement du moteur, qui avaient la priorité jusque-là, ont cédé le pas aux problèmes créés par l'émission massive de gaz brûlés émis par des véhicules automobiles. Au

début, c'était surtout les hydrocarbures, le dioxyde de carbone et l'oxyde d'azote expulsés du moteur, ainsi que leur effet sur la pollution atmosphérique et sur la formation de smog, qui suscitaient des inquiétudes. Puis, on a commencé à s'inquiéter de la présence du plomb dans les gaz d'échappement et de l'augmentation de la concentration de plomb dans l'environnement.

Comme nous l'avons vu, au cours des dix dernières années, la plupart des pays ont limité à des degrés variables l'utilisation des alkyles de plomb dans l'essence à moteur. Avec cette réduction de l'utilisation des antidétonants au plomb, les indices d'octane moteur et les taux de compression ont aussi diminué. Les concepteurs ont été confrontés à la difficulté d'améliorer la forme de la chambre de combustion et la méthode d'injection du combustible tout en maintenant le rendement du moteur.

En même temps que la réduction de l'emploi du plomb et que la baisse de l'indice d'octane, le monde entier a connu une crise de l'énergie qui a davantage fait ressortir la nécessité d'améliorer le rendement du moteur, le taux de compression ainsi que l'indice d'octane. Le prix du pétrole étant artificiellement élevé, on a été porté à réduire la consommation d'essence. C'est pourquoi les fabricants de moteurs et les raffineurs de pétrole poursuivent leurs recherches dans le but d'améliorer les caractéristiques de combustion des moteurs et de faire augmenter l'indice d'octane des essences sans utiliser les agents antidétonants au plomb. Dans de nombreux pays, la consommation d'essence a même diminué.

Annexe IV

Prévisions des émissions de plomb par les véhicules

Nous reproduisons ici deux présentations renfermant des prévisions relatives aux quantités de plomb émises par les véhicules au Canada, et basées sur la réglementation qui entrera en vigueur en 1987 :

- documents émanant de la Division de la gestion des banques de données, Direction de la gestion des programmes, Service de la protection de l'environnement, Environnement Canada, et présentés par Frank Vena en juin 1985 (voir Tableaux ann. II et l'Ann. III)

- documents présentés par la PACE en juin 1985 (voir Tableau ann. IV)

Nous remercions ces organismes de leur collaboration. Les données fournies ont été utilisées dans la préparation de la Figure IV.1.

Si le Gouvernement du Canada décide de réduire, comme il le prévoit, la concentration du plomb dans l'essence à 0,026 g/L (ou d'interdire totalement l'utilisation de cet élément dans l'essence) en 1992, les concentrations de plomb seront évidemment beaucoup moins élevées que celles indiquées dans la présente annexe.

Environnement Canada
Protection de l'environnement
Div. de la gestion des banques de données
Direction de la gestion des programmes

Ottawa (Ontario)
K1A 1C8
le 3 juin 1985

M. W.J. Keough
a/s Commission sur le plomb
241 Jarvis Street
Toronto (Ontario)
M5B 2C3

Monsieur,

En réponse à votre demande de renseignements concernant les hypothèses et méthodes auxquelles on a recours pour estimer les quantités de plomb émises par les véhicules alimentés à l'essence, j'ai le plaisir de vous adresser la description suivante qui, je l'espère, répondra à vos questions.

Pour les années 1933 à 1983, les quantités émises ont été calculées en fonction de la consommation de plomb utilisé dans l'essence. Ces chiffres ont été fournis par Ethyl Canada pour les années 1933 à 1978 et par les raffineries elles-mêmes, après 1978. Par ailleurs, on a supposé que le plomb ajouté à l'essence pendant chacune de ces années était aussi consommé durant l'année en question et que la combustion libérait 75 % du plomb contenu dans l'essence.

Après 1984, l'évaluation des quantités émises a été basée sur la demande prévue d'essence au plomb et sur la consommation correspondante. Les chiffres utilisés pour la demande prévue sont tirés d'un rapport d'Environnement Canada intitulé Options de contrôle pour la réduction des quantités de plomb dans l'essence à moteur. Ce rapport est lui-même fondé sur une combinaison des prévisions de l'Office national de l'énergie relatives à la consommation d'énergie et des prévisions fournies par le modèle Escon de Dupont, relatives à la demande d'essence, qui tiennent compte du type de véhicule, du nombre de kilomètres parcourus en moyenne, du rendement du carburant et de la demande du marché.

Le modèle de Dupont indique la demande totale d'essence, soit la demande d'essence au plomb et la demande d'essence sans plomb, ainsi que la demande d'essence au plomb pour différents types de véhicules (voitures, petits camions, gros camions).

* On a apporté certaines modifications à ces prévisions pour tenir compte des nouveaux règlements régissant les véhicules automobiles et l'essence. Il s'agit, d'une part, d'un règlement qui entrera en vigueur en janvier 1987 et qui limitera à 0,29 g/L la concentration de plomb dans l'essence et d'autre part, d'un règlement qui stipule que tous les nouveaux véhicules vendus après septembre 1987 devront être équipés d'un convertisseur catalytique.

** Le Tableau 1 montre l'effet qu'auront ces deux règlements sur les émissions de plomb. Dans le cas présent, le calcul des quantités est basé sur la demande prévue pour l'essence au plomb. Cette prévision a été modifiée de la façon suivante pour les années ultérieures à 1988 : réduction annuelle de 10 % du nombre de véhicules légers consommant de l'essence au plomb (on a supposé que la durée de vie d'une voiture ou d'un petit camion moyens était de 10 ans). Cela signifie qu'on éliminera chaque année une tranche de 10 % de l'essence au plomb nécessaire pour alimenter les véhicules qui circuleront encore, chaque année après 1988, de sorte qu'en 1998, le plomb émis ne proviendra plus que de gros camions. Cependant, ces estimations ne tiennent pas compte de l'utilisation de l'essence au plomb dans les véhicules conçus pour l'essence sans plomb.

Je serais heureux de vous faire parvenir tout autre renseignement qui pourrait vous être utile et vous prie d'agréer, Monsieur, mes sincères salutations.

F. Vena
chef

c.c. : M. V. Shantora
P.J.
* Ann. III dans la présente annexe
** Ann. II dans la présente annexe.

Tableau ann. II

Analyse et prévisions d'Environnement Canada sur les émissions de plomb dues à l'essence

Année	Quantité de plomb ajoutée (consommée) (x 10^6 lb)	Calcul	Émissions (t)
1933	(Ethyl) 2,3	(2,3 x10^6 lb) (0,454 kg/lb) 0,75	790
1938	3,73	(3,73 x 10^6 lb) (0,454 kg/lb) 0,75	1 270
1943	5,32	(5,32 x 10^6 lb) (0,454 kg/lb) 0,75	1 810
1948	7,63	(7,63 x 10^6 lb) (0,454 kg/lb) 0,75	2 600
1953	11,71	(11,71 x 10^6 lb) (0,454 kg/lb) 0,75	3 990
1958	15,86	(15,86 x 10^6 lb) (0,454 kg/lb) 0,75	5 400
1963	21,21	(21,21 x 10^6 lb) (0,454 kg/lb) 0,75	7 220
1968	32,68	(32,68 x 10^6 lb) (0,454 kg/lb) 0,75	11 130
1973	43,16	(43,16 x 10^6 lb) (0,454 kg/lb) 0,75	14 360
1978	26,8	(26,8 x 10^6 lb) (0,454 kg/lb) 0,75	9 130
1983	(Raffineries) 8675,46 t	8675,46 x 0,75	6 507
1988	demande d'essence au plomb 12,53 x 10^9 L	12,53 x 10^9 x 0,75 x 0,29 g/L	2 725
1993	demande d'essence au plomb 7,24 x 10^9 L	7,24 x 10^9 x 0,75 x 0,29 g/L	1 570
1998	demande d'essence au plomb 3,41 x 10^9 L	3,41 x 10^9 x 0,75 x 0,29 g/L	740
2003	demande d'essence au plomb 3,36 x 10^9 L	3,36 x 10^9 x 0,75 x 0,29 g/L	731

Source : Division de la gestion des banques de données
Direction de la gestion des programmes,
Service de la protection de l'environnement,
Environnement Canada, 1985

Tableau ann. III

Prévisions relatives à l'essence sans plomb et à l'essence au plomb 1987-2003

Année	Cas de base		Nouvelle réglementation	
	sans plomb ($\times 10^9$ L)	avec plomb ($\times 10^9$ L)	sans plomb ($\times 10^9$ L)	avec plomb ($\times 10^9$ L)
1980	14,99	23,35	-	-
1981	14,85	22,79	-	-
1987*	23,15	12,94	-	-
1988*	23.15	12,53	23,15	12,53
1993*	22,88	10,94	26,58	7,24
1998*	22,02	10,53	29,15	3,41
2003*	21,75	10,40	28,74	3,36

* Toutes les prévisions relatives à la future demande d'essence sont basées sur les prévisions faites par l'Office national de l'énergie en 1980.

Source : Division de la gestion des banques de données,
Direction de la gestion des programmes,
Service de la protection de l'environnement,
Environnement Canada, 1985.

Quantités de plomb émises par les véhicules automobiles

Présentation de la PACE

juin 1985

1. Le nombre de tonnes de plomb émis de 1970 à 1984 a été obtenu auprès de l'Ethyl Corporation Ltd. et une corrélation a été établie entre ces données et celles d'Environnement Canada.

2. Le nombre de tonnes de plomb émis de 1985 à 1986 a été calculé par Ethyl Corporation Ltd.

3. Le nombre de tonnes de plomb émis a été calculé à l'aide de la formule suivante : (consommation d'essence) x (proportion d'essence au plomb utilisée d'après les prévisions) x (0,29 g/L pour la concentration de plomb dans l'essence au plomb) x (émission de 75 % du plomb utilisés) x (facteurs de conversion des unités)

   - la consommation d'essence a été obtenue auprès de Dupont Canada Ltd. (milliards de litres ou 10^9 L).

   - proportion d'essence au plomb utilisée par rapport aux autres types d'essence, d'après les prévisions préparées avec les données de la PACE (mai 1985).

- on a utilisé une quantité constante de plomb, soit la concentration prévue par le règlement qui entrera en vigueur le 1er janvier 1987 (0,29 g/L dans l'essence avec plomb)

- seule une partie du plomb utilisé est émise et le facteur de 75 % a été utilisé dans le rapport sur les options de contrôle et par l'EPA des États-Unis.

Tableau ann. IV

Estimations de l'APCE relatives aux émissions de plomb dues aux véhicules automobiles
(consommation de carburant et proportion d'essence au plomb utilisée)

Année	Émissions de plomb (t)	Consommation d'essence ($\times 10^9$ L)	Essence au plomb (proportion de l'essence totale)
1970	12 523	25,0	
1971	11 774	26,8	
1972	12 414	29,5	
1973	13 938	32,3	
1974	13 332	32,3	
1975	11 954	34,5	
1976	10 883	35,0	
1977	9 668	35,5	
1978	9 136	36,4	
1979	8 958	38,6	
1980	8 228	38,6	
1981	8 110	37,3	
1982	6 806	34,5	
1983	6 492	33,2	
1984	6 461	31,8	0,547 (valeur réelle)
1985	6 000	30,9	0,504 (valeur réelle)
1986	5 000	30,5	0,46*
1987	2 768	29,6	0,43
1988	2 532	29,1	0,40
1989	2 302	28,6	0,37
1990	2 115	28,6	0,34
1991	1 928	28,6	0,31
1992	1 680	28,6	0,27
1993	1 493	28,6	0,24
1994	1 306	28,6	0,21
1995	1 120	28,6	0,18
1996	1 013	29,1	0,16
1997	901	29,6	0,14
1998	848	30,0	0,13
1999	791	30,3	0,12
2000	663	30,5	0,10

* Valeur réelle de la proportion d'essence au plomb utilisée de janvier à juin 1986 dont la moyenne a été évaluée à 0,446 (Brochure sur les Produits pétroliers raffinés, n° 45-044, Statistique Canada, 1986). On prévoit maintenant que la moyenne sera d'environ 0,435 à la fin de l'année, ce qui signifie que le remplacement par l'essence sans plomb s'opère beaucoup plus rapidement que prévu.

Annexe V

Expériences visant à évaluer la contribution du plomb présent dans l'essence à la plombémie enregistrée

Expérience sur les isotopes du plomb

Turin - Italie

En 1973, sous les auspices de la Communauté européenne, Facchetti et Garibaldi ont conçu une expérience consistant à utiliser dans l'essence un additif au plomb dont la composition isotopique diffère suffisamment de celle du plomb naturel pour que l'on puisse déterminer l'incidence de cet élément dans l'essence à moteur sur la plombémie, chez les êtres humains et sur l'environnement. Les objectifs du projet étaient les suivants :

- déterminer la contribution du plomb de l'essence
  . au taux de plomb dans l'atmosphère
  . à la plombémie enregistrée chez divers groupes de population.

- retracer les voies de pénétration du plomb dans l'essence dans l'environnement.

Le plomb provenant de la mine de Broken Hill en Australie, avec un rapport isotopique $^{206}Pb/^{207}Pb$ de 1,04, différait suffisamment de celui de la région de Turin pour servir à la fabrication d'additifs antidétonants dans

cette région et être retracé dans l'environnement. La plus grande partie de l'expérience s'est déroulée de mai 1977 à décembre 1979. Pendant cette période, la concentration de plomb dans l'essence à moteur locale était de 0,63 g/L.

Le 4 juin 1985, M. Sergio Facchetti a rencontré les membres de la Commission d'étude du plomb dans l'environnement de la Société royale du Canada, auxquels il a présenté les données les plus récentes fournies par l'expérience sur les isotopes du plomb.

Facchetti a fait remarquer que de nouvelles données expérimentales qui n'avaient pas encore été publiées tendaient à confirmer les estimations antérieures relatives à la contribution du plomb de l'essence aux taux de plombémie relevés. À Turin, cette contribution a été estimée à 23 % chez les adultes, alors qu'elle s'élevait à 11 % à la campagne, dans un rayon de 25 km de Turin. Facchetti a aussi souligné le fait que ces données ne s'appliquaient qu'à la population de la région de Turin, où la concentration de plomb dans le sang (plombémie) est de l'ordre de 23 µL/dL chez les adultes. Dans les régions où la plombémie moyenne de la population est différente, la contribution du plomb de l'essence ne sera pas la même. On a constaté l'existence des conditions limitatives suivantes :

- Facteurs contribuant à abaisser les valeurs

  Le plomb australien n'a été utilisé que dans une proportion de 90 % comme additif dans l'essence.

. En raison du remaniement osseux, les rapports isotopiques du plomb présent dans le sang et du plomb pouvant être libéré par les os étaient susceptibles de converger suivant une asymptote continue (l'équilibre n'ayant pas encore été atteint lorsqu'on a cessé d'utiliser le plomb australien).

. Chez certains des sujets suivis, le premier prélèvement sanguin a été effectué peu de temps après une utilisation partielle du plomb australien dans l'essence.

- Facteurs contribuant à augmenter les valeurs

. La concentration de plomb dans l'essence était d'environ 0,63 µg/L.

. La région où l'expérience a été réalisée est caractérisée par des vents très légers, de fortes inversions de température et une stratification multiple de l'air, facteurs qui s'opposent tous au brassage vertical de l'air.

. La région de Turin est très industrialisée, caractérisée par une circulation routière intense, et protégée sur trois côtés par l'arc montagneux des Alpes.

. De toutes les villes d'Europe, c'est Turin qui présente le coefficient de motorisation le plus élevé (0,4 en 1977) et 5,6 % de toute la circulation routière d'Italie y est concentrée.

Le Tableau ann. V permet de comparer les valeurs initialement calculées et les valeurs révisées qui indiquent la contribution du taux de plomb dans l'essence à la plombémie. La Figure ann. 1 montre l'évolution des principaux paramètres de 1974 à 1984.

Tableau ann. V

Comparaison entre les anciennes et les nouvelles mesures relevées chez les sujets suivis dans le cadre de l'expérience sur les isotopes du plomb

Site	Mesures	Nombre de sujets	Contribution du plomb dans l'essence à la plombémie chez des adultes	
			Moyenne + E.-T.	Médiane
Turin	nouvelles	15	0,196 ± 0,131	0,231
	anciennes	12	0,237 ± 0,054	0,234
	totales	27	0,214 ± 0,104	0,231
Campagne dans un rayon de 25 km	nouvelles	7	0,084 ± 0,076	0,097
	anciennes	19	0,125 ± 0,071	0,118
	totales	26	0,114 ± 0,073	0,114
Campagne au-delà de 25 km de Turin	nouvelles	6	0,095 ± 0,115	0,092
	anciennes	4	0,110 ± 0,058	0,087
	totales	10	0,101 ± 0,093	0,090

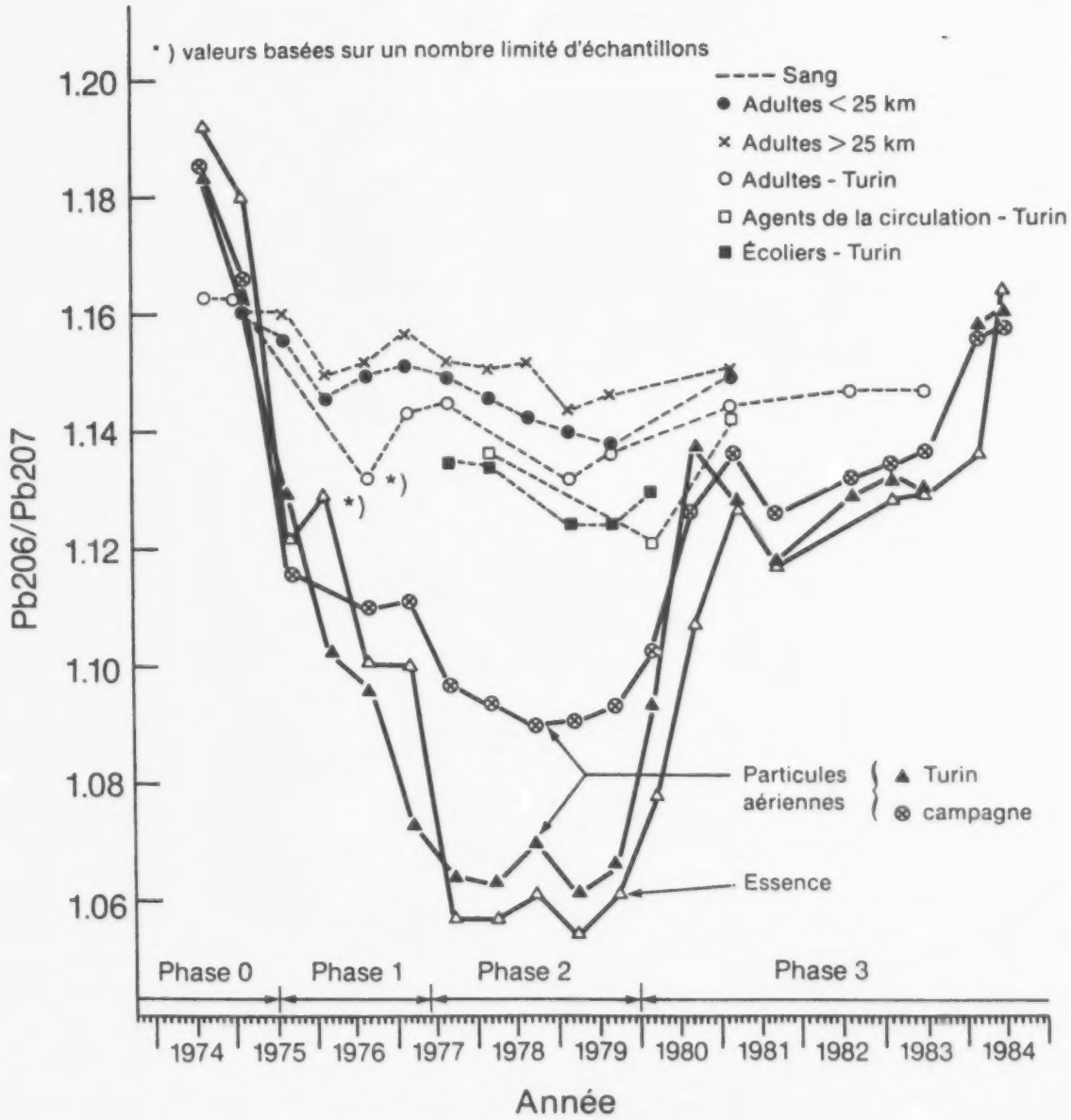


Figure Ann. 1. Changement dans les rapports Pb-206/Pb-207 dans l'essence, les particules aériennes et dans le sang de 1974 à 1984. Région de Turin.

Annexe VI

Cas d'empoisonnement et de décès

(signalés par la Section des accidents associés à un produit, Santé et Bien-être social Canada, suivant le service sollicité)

(voir le Tableau ann. VI)

Source : Santé et Bien-être social Canada, 1986

Tableau ann. VI

Cas d'empoisonnement et de décès signalés à la Section des accidents associés à un produit (LLCM, SBC), suivant le service sollicité, 1980-1984

Groupe d'âge de 0 à 4 ans

Cause	1980 (434)*			1981 (396)			1982 (425)			1983 (405)			1984 (405)		
	Appels téléph. seulement	trait. ou hosp.	décès	Appel téléph. seulement	trait. ou hosp.	décès	Appels téléph. seulement	trait. ou hosp.	décès	Appels téléph. seulement	trait. ou hosp.	décès	Appels téléph. seulement	trait. ou hosp.	décès
Tous les produits non médicamenteux	12 872	10 843	50	19 568	6 470	44	24 348	6 912	51	23 616	7 691	51	22 058	8 017	57
Médicaments quelconques**	10 376	8 159	178	12 006	7 147	252	14 273	8 586	203	15 093	8 862	183	14 951	7 941	215
Aspirine	1 383	1 478	5	1 504	2 205	8	2 205	2 118	4	2 846	1 837	0	2 876	1 508	5
Produits ménagers	2 944	2 544	6	3 157	1 593	2	4 301	1 671	6	n/a***	n/a	n/a	4 573	1 961	4
Fragments de peinture sèche	34	5	0	54	1	0	58	6	0	53	1	0	64	5	0
Plomb	2	2	0	4	0	0	4	2	0	14	2	0	14	5	0

* Nombre d'hôpitaux ayant signalé des cas.

** Sauf l'aspirine.

*** n/a = non applicable.

Tableau ann. VI (suite)

Groupe d'âge de 5 à 14 ans

Cause	1980 (434)*			1981 (396)			1982 (425)			1983 (405)			1984 (405)		
	Appels téléph. seulement	trait. ou hosp.	décès	Appel téléph. seulement	trait. ou hosp.	décès	Appels téléph. seulement	trait. ou hosp.	décès	Appels téléph. seulement	trait. ou hosp.	décès	Appels téléph. seulement	trait. ou hosp.	décès
Tous les produits non médicamenteux	1215	1593	0	1959	1052	0	2792	1128	0	2900	1071	0	2070	1500	0
Médicaments quelconques**	1137	1173	0	1654	1057	0	1631	1204	0	2822	1311	0	1679	1379	0
Aspirine	180	263	0	232	253	0	236	313	0	208	312	0	209	308	0
Produits ménagers	317	189	0	312	146	0	329	169	0	n/a	n/a	n/a	292	216	0
Fragments de peinture sèche	0	0	0	3	2	0	2	1	0	1	0	0	4	1	0
Plomb	1	1	0	1	0	0	0	0	0	11	4	0	9	4	0

* Nombre d'hôpitaux ayant signalé des cas.
** Sauf l'aspirine.

Tableau ann. VI (suite)

Groupe d'âge des 15 ans et plus

Cause	1980 (434)*			1981 (396)			1982 (425)			1983 (405)			1984 (405)		
	Appels téléph. seulement	trait. ou hosp.	décès	Appel téléph. seulement	trait. ou hosp.	décès	Appels téléph. seulement	trait. ou hosp.	décès	Appels téléph. seulement	trait. ou hosp.	décès	Appels téléph. seulement	trait. ou hosp.	décès
Tous les produits non médicamenteux	1327	860	0	5067	3572	0	5446	3572	0	5562	3877	0	3716	3707	0
Médicaments quelconques**	1731	6873	0	5868	3015	0	3015	7477	0	2936	7508	0	2510	7363	0
Aspirine	256	1250	0	465	357	0	357	1116	0	333	1102	0	302	1201	0
Produits ménagers	291	404	0	846	912	0	912	483	0	n/a	n/a	n/a	665	623	0
Fragments de peinture sèche	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	2	1	0
Plomb	2	2	0	2	4	0	4	4	0	6	2	0	3	3	0

* Nombre d'hôpitaux ayant signalé des cas.

** Sauf l'aspirine.

Annexe VII

Chimie du plomb

Le plomb (symbole chimique Pb) est un métal lourd qui possède des propriétés chimiques analogues à celles de l'étain. Il existe sous la forme d'un certain nombre d'isotopes, qui sont des atomes de plomb de masse atomique différente. Dans les gisements naturels de plomb, les rapports isotopiques varient selon l'histoire du gisement. En effet, trois de ces isotopes sont les produits finaux non radioactifs de la désintégration radioactive naturelle d'éléments appartenant à des séries différentes : le plomb 206 (^{206}Pb) provient de la désintégration de l'uranium; le ^{207}Pb, de la série de l'actinium et le ^{208}Pb, de la série du thorium. L'origine du quatrième isotope, ^{204}Pb, est inconnue. La variation entre les rapports isotopiques du plomb extrait de régions différentes a été utilisée dans l'expérience sur les isotopes du plomb (voir l'Annexe V) pour déterminer la proportion de cet élément qui est absorbée à partir de l'essence comparativement au plomb provenant d'autres sources, chez les habitants de la région de Turin, en Italie. Comme tous les métaux, le plomb réagit avec divers acides pour donner deux séries de sels ioniques, plombiques ou plombeux, suivant son degré d'oxydation. Le plomb est particulièrement résistant à l'acide sulfurique.

Le plomb est facilement extrait de son minerai. Il fond à la température relativement peu élevée de 327 °C et son point d'ébullition est de 1755 °C. Comme tous les métaux purs, il est mou, mais ses alliages avec

l'étain et le cuivre (les laitons et les bronzes), beaucoup plus durs, ont depuis longtemps des applications industrielles, architecturales et artistiques. De nombreux composés du plomb se sont également avérés utiles au point de vue industriel. Parmi ces produits, on compte un certain nombre d'oxydes, couramment employés comme matière première pour la fabrication d'autres composés.

La chimie inorganique du plomb est claire. Au nombre des composés importants, on compte plusieurs oxydes :

- PbO monoxyde de plomb (litharge), jaune ou rouge, souvent appelé simplement oxyde de plomb

- Pb_3O_4 plombate de plomb ou minium

- Pb_2O_3 sesquioxyde de plomb

- PbO_2 dioxyde de plomb, agent oxydant puissant, utilisé avec le plomb métallique dans les accumulateurs au plomb avec acide.

Les sels importants qui se retrouvent dans la nature sont les suivants :

- PbS sulfure de plomb (galène), principal minerai du plomb

- $PbSO_4$ sulfate de plomb (anglésite), l'un des rares sulfates insolubles dans l'eau

- $PbCrO_4$ chromate de plomb (crocoïse), utilisé comme pigment (jaune de chrome), habituellement avec la litharge

L'eau pure attaque le plomb pour former l'hydroxyde $Pb(OH)_2$, qui peut provoquer un empoisonnement; cependant, les sulfates et les carbonates, souvent présents dans les eaux naturelles, forment une couche de carbonate à la surface du plomb, empêchant ainsi une attaque plus poussée. Toutefois, tout le carbonate de plomb produit avant la formation de cette couche protectrice se dissoudra, créant ainsi un danger d'intoxication. Pendant de nombreuses années, on a ajouté des carbonates et des sulfates aux eaux municipales distribuées au moyen de tuyaux en plomb dans les régions où l'eau naturelle était douce et légèrement acide (Parkes et Mellor, 1939).

L'acétate de plomb $(CH_3COO)_2Pb$, appelé sucre de plomb en raison de son goût sucré, peut facilement être absorbé avec les aliments et il est largement utilisé dans la recherche sur la toxicité du plomb chez les animaux. Il s'obtient facilement par l'action de l'acide acétique (présent dans les vins, le vinaigre et plusieurs jus de fruit) sur l'oxyde de plomb. Il s'agit aussi d'un produit intermédiaire du procédé dit hollandais qui est utilisé pour préparer le carbonate de plomb ou blanc de plomb. Ce composé a été le pigment blanc le plus utilisé pendant plus de 2000 ans. L'arséniate de plomb, $PbAsO_4$, a lui aussi été utilisé pendant de nombreuses années comme pesticide en agriculture et en horticulture, jusqu'à son remplacement, il n'y a pas si longtemps, par des toxines organiques. Le plomb se retrouve égale-

ment dans les sels complexes d'autres métaux, par ex. sous forme de chloroplombate; il apparaît dans l'ion négatif du sel (anion) plutôt que dans l'ion positif (cation), comme dans $Na^{+}_{2}[PbCl_{6}]^{2-}$.

Sa structure atomique lui permet aussi de former des liaisons covalentes avec des molécules organiques. Sa capacité de réagir avec des composés organiques intervenant dans les processus biochimiques vitaux des animaux est l'une des principales raisons de sa toxicité. Le plomb est toxique qu'il se présente sous forme inorganique ou organique; les effets du plomb sur les processus métaboliques sont décrits dans la section VII.

Les composés organiques du plomb les plus importants au point de vue industriel sont les tétralkyles de plomb utilisés comme antidétonants pour régulariser la combustion du mélange carburé dans les moteurs d'automobiles. La fabrication et l'utilisation de ces composés sont exposées dans la section IV.

Références

Parkes, G.D. et Mellor, J.W., Mellor's Modern Inorganic Chemistry, Longmans Green, Londres, 1939, p. 703.

Annexe VIII

Auteurs et titres des documents utilisés par la Commission

1. **Effets du plomb sur la santé**

Lead and Health--An Editorial Overview

Marcus C.B. Hotz

Measurement of Lead

Paul B. Hammond

Methodological Aspects of Graphite Furnace Atomic Absorption Spectrophotometry in Blood Lead Analysis

John D. Hamilton et Jean-Pierre Farant

Lead Contamination of the Canadian Environment

Jerome O. Nriagu

Levels of Lead Exposure in Canadian Populations

Albert Nantel

Blood Lead Levels in Canada : A Comparison with Some Other Countries

Luciano C. Neri en collaboration avec Jocelyne Tessier

The Importance of Various Sources of Lead

Peter C. Elwood

Human Exposure to Lead form Gasoline

Joel Schwartz

Dietary Lead Intakes

Robert W. Dabeka

Childhood Lead Poisoning in the U.S.--An Historical Perspective, and the Current Concerns for the Metabolic Effects of "Low Level" Lead Exposure.

Edward B. McCabe

Metabolic and Cellular Effects of Lead: A Guide to "Low Level" Lead Toxicity in Children

John F. Rosen

The Health Effects of Low Level Exposure to Lead

Herbert L. Needleman

Implications of Current Laboratory Findings for Assessing the Human Hazards of Environmental Lead

Bernard Weiss

Behavioural Effects of Developmental Lead Exposure in Monkeys

Deborah C. Rice et Diane C. Kirkpatrick

Neurobehavioural Effects of Lead

A Summary Review of Cross-Sectional and Longitudinal Studies

Robert L. Bornschein

The Neurobehavioural Effects of Prenatal and Early Postnatal Lead Exposure: An Interim Report from the Cincinnati Longitudinal Study

Kim N. Dietrich

Childhood Lead: Impact on Growth and Development

A Review of Evidence Concerning "Low Dose" Effects

Peter Rosenbaum

Effects of Lead on Nerve Conduction

Luciano C. Neri et Eva Bichlmeier-Callary

Effects of Lead on Reproduction

Luciano C. Neri

The Relationship Between Blood Lead Levels and Blood Pressure

Joel Schwartz

The NHANES II Blood Lead Data--Uses and Limitations

Ralph A. Bradley

Lead and Blood Pressure

Luciano C. Neri et Neima Langner

Assessment and Management of Risk Associated with Airborne Lead in the United States: Key Issues in the 70's and 80's

Lester D. Grant

Role of ILZRO in Environmental Health Research

Jerome F. Cole

2. **Voies de pénétration, cycle et transformation du plomb dans l'environnement**

Overview of the Workshop on Pathways, Cycling and Transformation of Lead in the Environment

Pamela M. Stokes

Global Lead Cycle and the Canadian Contribution to it

Jerome O. Nriagu

Discussion of Current Capability for Lead Determinations, Emphasizing Speciation in Air

Jon C. Van Loon

Lead in the Atmosphere: Concentrations, Size Distributions, and Deposition

Cliff I. Davidson

Atmospheric Deposition of Lead in Lake Sediments and Peat

Stephen A. Norton

Speciation of Organolead in the Environment and Methylation of Lead

Y.K. Chau

Cycling of Lead into Food Webs in Aquatic Environment

Samuel N. Luoma

The Effects on Aquatic Biota of Exposure to Lead

Peter V. Hodson

Terrestrial Biological Monitoring of Lead by Lower Plants

Keith J. Puckett

Lead Contamination of the Terrestrial Environment from Long Rang Atmospheric Transport

Eiliv Steinnes

Lead Pathways through Soil and Household Dusts

Iain Thornton

The Potential for Heavy Metal Exposure from Urban Gardens and Soils

Rufus L. Chaney, S. Sterrett et H. Mielke

Fate of Gasoline Lead in the Environment

Gary L. Ter Haar

A Model of the Relative Contribution of Atmospheric Lead to Total Human Lead Exposure in the United States

Robert W. Elias

Transport of Lead from the Environment to Man

Arthur C. Chamberlain

Annexe IX

Définitions

1. Termes chimiques

Craquage : procédé chimique consistant à diviser les grosses molécules d'hydrocarbures de pétrole en molécules plus petites, présentant des chaînes plus courtes d'atomes de carbone.

Reformage : procédé consistant à transformer les produits du craquage en composés possédant les propriétés nécessaires pour être utilisés comme combustibles ou dans d'autres procédés industriels.

Isomères : deux composés chimiques ou plus dont la molécule contient le même nombre d'atomes identiques réunis par les mêmes types de liaisons, mais qui possèdent des propriétés différentes s'expliquant par une disposition différente des atomes.

Isomérisation : procédé chimique provoquant la transformation de la structure moléculaire d'un produit chimique en celle d'un isomère, par ex., la transformation d'une chaîne droite d'atomes de carbone en un isomère présentant des chaînes latérales et possédant un indice d'octane plus élevé.

Polymère : composé chimique dont la molécule est formée par la réunion d'un grand nombre de molécules identiques plus petites appelées monomères (les plastiques sont un exemple de polymères)

2. Termes épidémiologiques

Les études écologiques fournissent des données relatives à une maladie ou à un type d'exposition, pondérées à l'échelle de la collectivité plutôt qu'à l'échelle individuelle. Les données sont recueillies à l'intérieur de régions géographiquement délimitées.

Les enquêtes transversales portent sur une seule mesure de la santé ou d'un type d'exposition pendant une brève période (plus ou moins contemporaine). Ce type d'étude renseigne sur la prévalence de la maladie et sur la prévalence de l'exposition, mais ne donne aucune indication sur leur évolution.

Les enquêtes transversales répétées à intervalles réguliers sont appelées **études longitudinales.** Ces études permettent de mesurer l'incidence de la maladie, c'est-à-dire le nombre de nouveaux cas apparaissant au sein de la population considérée.

Les études rétrospectives catégorisent les individus en fonction de l'apparition de la maladie. On compare habituellement les cas et les témoins en ce qui concerne leur exposition.

Les études prospectives consistent à suivre des populations exposées et des populations non exposées et à comparer l'apparition de la maladie chez les deux groupes, en fonction du temps. Ces études mettent en relation l'incidence de la maladie et le degré d'exposition cumulative.

Annexe X

Unités

t	tonne (métric)
kt	kilotonne (10^3 tonnes)
µg	microgramme (10^{-6} gramme)
mg	milligramme (10^{-3} gramme)
g	gramme
kg	kilogramme (10^3 grammes)
µm	micromètre; micron (10^{-6} mètre)
m	mètre
km	kilomètre (10^3 mètres)
h	heure
d	jour
a	année
mL	millilitre (10^{-3} litre)
dL	décilitre (100 mL; 10^{-1} L)
L	litre (10^{-3} m^3)

Annexe XI

Divergences d'opinion de la part des chercheurs des États-Unis

À la suite d'un échange de correspondance, la Commission a accepté de publier les répliques suivantes de quatre experts des É.-U. en biomédecine, qui avaient présenté des exposés lors de l'atelier de la Commission sur la santé, à Ottawa en mars 1985. Cette annexe est une réfutation de sections des rapports provisoires finaux que la Commission a mis à leur disposition.

La Commission a reçu cette réplique le 25 septembre 1986, dix jours après l'arrivée du rapport final dans le bureau du ministre de l'Environnement. Certains détails soulevés par les quatre chercheurs avaient déjà été modifiés dans de nouvelles versions du texte, ou ont été traités dans des parties du rapport que la Commission n'avait pas encore envoyées. Dans ces détails :

- la Commission reconnaît qu'à des taux de plombémie très bas, se manifestent déjà des effets biochimiques indéniables sur le système hématopoïétique. En fait, les deux rapports en parlent. L'étude de Piomelli et coll. (1982) est citée dans le rapport final.

- La Commission appuie la décision du gouvernement du Canada de pratiquement éliminer le plomb de l'essence dès 1992. Ceci ne figurait pas dans la section du rapport fourni par les auteurs de ce texte. Cette décision a été annoncée par le ministre de l'Environnement le 25 mars 1986.

La Commission répondra à ces critiques et à d'autres questions de façon plus complète dans son résumé final de la discussion, en décembre 1986.

Entre temps, la Commission rejette toute affirmation selon laquelle les preuves auraient été évaluées sélectivement ou d'une façon dépassée, et ces recommandations ne serviraient pas les intérêts des Canadiens.

Montefiore Medical Centre
Division of Pediatric Metabolism
111 East 210th Street
Bronx, New York
10469

Le 24 septembre 1986

Dr. F. Kenneth Hare
Président
La Société royale du Canada
La Commission d'étude du plomb dans l'environnement
241 rue Jarvis
Toronto (Ontario)
Canada M5B 2C3

Objet : Rapport provisoire et rapport final (pp. 1-14, 177-234, XXXvii - Xl iii) : Le plomb dans l'essence, publié par la Commission d'étude du plomb dans l'environnement.

Monsieur :

Nous sommes quatre chercheurs américains (les Drs Needleman, Rosen, Schwartz et Weiss), qui avons été invités par la Société et par la Commission à présenter de l'information dans nos domaines d'expertise, durant l'atelier traitant des effets du plomb sur la santé humaine, tenu les 29 et 30 mars 1985 à Ottawa. Nous avons aussi été priés de soumettre des articles à la Commission, qui les a inclus dans le rapport final présenté au ministre. Récemment, chacun de nous a reçu et examiné le rapport provisoire et le rapport final de la Commission, cités plus haut. Cette lettre conjointement rédigée par nous constitue notre évaluation collective du rapport, que nous soumettons à la Commission et à vous-même.

Nous estimons que ce rapport passe sous silence d'importantes découvertes scientifiques, ignore l'importance des données toxicologiques accumulées, et impose systématiquement aux citoyens canadiens eux-mêmes la responsabilité de trouver les preuves d'effets adverses. Ce rapport écarte l'obligation essentielle qu'est la prévention. Au lieu de chercher à protéger la santé publique en recommandant des marges de sécurité adéquates, le rapport indique que la toxicité du plomb n'est pas un problème significatif, tant qu'une maladie symptomatique n'apparaît pas. Pour ceux d'entre nous qui sont familiarisés avec les signes, les symptômes et l'évolution clinique du saturnisme à la fois chez les enfants et chez les adultes, l'attitude rétrograde de la Commission institue une politique selon

laquelle des conséquences irréversibles constitueraient la base de normes sur l'exposition au plomb. Toutefois, la Commission devrait s'inspirer du fait connu que si des enfants manifestent des symptômes évidents, le système nerveux central a déjà probablement subi des dommages irréversibles.

Dans le document reçu, les affirmations selon lesquelles on n'a encore pu prouver les effets néfastes du plomb à des taux de plombémie situés entre 30 et 50 µg/dl et au-dessous de 30 µg/dl, concernent des régions où l'on a pourtant obtenu des preuves substantielles d'effets toxiques sur l'organisme humain. Cette thèse, élaborée par la Commission, ne reflète pas le jugement actuel de la communauté scientifique; et, même lorsque cela est faisable, la Commission conseille de ne pas élaborer de mesures palliatives sur la base d'indices d'un danger clairement identifié pour la santé des enfants avant ou après la naissance, s'il subsiste "l'ombre d'un doute".

Il nous semble que le rapport de la Commission ne sert pas les intérêts des Canadiens, et qu'il représente une étape rétrograde vis-à-vis des règlements officiels. Ceux d'entre nous qui ont participé à l'examen critique du rapport ont l'impression que nos efforts n'ont pas été sérieusement, attentivement et impartialement évalués. Il semble que nous ayons servi à procurer un simulacre d'objectivité.

À cette lettre, nous avons joint une réfutation commune au texte du rapport provisoire et du rapport final de la Commission, tels qu'ils nous ont été présentés. Nous avons déjà convenu par écrit (lettre de Dr Hare datée du 10 septembre 1986) que cette missive et la réfutation l'accompagnant soient incluses (sans modifications) dans le rapport final de la Commission, présenté au ministre.

Nous vous remercions de votre assistance et vous prions d'agréer nos sentiments les meilleurs.

John F. Rosen, M.D.
Professeur de pédiatrie
Chef, Division du métabolisme infantile
Collège de médecine Albert Einstein
(conjointement aux Drs Needleman, Schwartz et Weiss)

J.F.R. : mh

cc : l'honorable Thomas Mcmillan, P.C., M.P.
Dr Alexander G. McKay
Mme Barbara McElgunn

Divergences d'opinion de la part des chercheurs des É.-U.

Quatre chercheurs des É.-U. -- J.F. Rosen, H.L. Needleman, B. Weiss et J. Schwartz -- ont exprimé des objections à la façon dont leurs exposés de données ont été traités dans le rapport de la Commission. Après un échange de correspondance, la Commission a convenu de publier les réfutations suivantes rédigées par ces chercheurs biomédicaux.

Cette annexe est une réfutation de sections des rapports provisoire et final que la Commission a mis à leur disposition. Bien que la Commission se soit très légèrement ralliée au consensus auquel sont enfin parvenus les organismes de règlementation et de santé publique des É.-U., des différences substantielles subsistent.

1. Des effets neuropsychologiques hautement significatifs du plomb apparaissent à de "faibles taux".

Considéré comme un document didactique plutôt que politique, ce rapport demande des révisions substantielles. Par exemple, on y reprend des phrases de Yule et Rutter (1985), que l'on cite hors contexte. Le thème de cet examen critique est clairement résumé ci-dessous : "La ... conclusion est probable mais pas certaine -- à savoir que cet effet du plomb, une diminution de 2 à 5 points environ, représente une influence causale réelle du plomb sur le fonctionnement neuropsychologique de l'enfant... Les raisons essentielles pour lesquelles on suggère qu'il y a probablement un effet causal véritable

sont au nombre de quatre : (i) l'effet est biologiquement plausible; (ii) dans le cadre des études accomplies, on a habituellement trouvé une relation dose-effet -- même après une pondération en fonction des variables prêtant à confusion; (iii) le contrôle le plus rigoureux de ces variables n'a pas permis d'éliminer l'effet; (iv) il existe une excellente concordance entre les résultats des importantes études épidémiologiques conduites en Grande-Bretagne, aux États-Unis et en Allemagne" (p. 252).

De plus, une récente copie du document de l'EPA aux É.-U., traitant des critères sur les taux atmosphériques de plomb, précise : "D'autres résultats confirment l'existence de dysfonctionnements nerveux chez des enfants apparemment asymptomatiques, à des taux similaires ou même inférieurs de plombémie... Les taux de plombémie les plus bas qui soient clairement associés à d'autres types d'altération du comportement, à la fois chez des enfants apparemment asymptomatiques et chez des rats et primates en période de croissance, semblent généralement se situer dans la gamme de 30 à 50 µg/dL. Toutefois, certains effets sur le comportement (par exemple le temps de réaction et des déficiences ducomportement de réaction) et effets électrophysiologiques (altérations des électro-encéphalogrammes, des potentiels induits et des vitesses de conduction nerveuse périphérique), qui indiquent des perturbations fonctionnelles du système nerveux central et des nerfs périphériques, ont été signalés chez des enfants à des taux de plombémie faibles et suggèrent une relation continue dose-effet entre le plomb et la neurotoxicité, à des taux d'exposition au plomb de seulement 25-30 µg/dL ou parfois même un peu plus bas".

La déclaration suivante de l'EPA représente la politique officielle de cet organisme dans l'article intitulé "Cost and Benefits of Reducing Lead in Gasoline : Final Regulatory Impact Analysis" (EPA 230-05-85-006) (Coûts et bénéfices d'une réduction du taux de plomb dans l'essence : analyse finale de l'incidence de la réglementation) : "Ces détails (l'examen critique des études sur la santé des enfants), en même temps que la très faible valeur p calculée lors de l'essai conjointement réalisé, suggèrent que l'on doit considérer comme d'importance statistique les indices combinés d'effets sur les facultés cognitives, observés aux taux moyens d'exposition au plomb. Nous en concluons que l'on doit considérer les résultats combinés des études disponibles sur les effets cognitifs, observés aux taux moyens, comme constituant une preuve de décréments des fonctions cognitives causés par le saturnisme" (voyez pages IV-41).

L'EPA est parvenue à cette conclusion en se basant sur la détermination d'une valeur conjointe p calculée d'après les résultats de 6 études; la valeur p calculée était < 0,005 dans le cas des effets du plomb sur les paramètres neurocomportementaux. Donc, de toute évidence, la majorité des données indiquent que les groupes ayant une plombémie plus élevée présentent une diminution de leurs facultés cognitives.

On a élargi ces données fournies par l'EPA, qui donnaient une valeur p combinée < 0,005 d'après les résultats de six études, en évaluant les résultats combinés de 14 études. Les plus récents rapports sur l'étude réalisée à Edimbourg (Fulton et coll.), l'étude réalisée à Athènes (Hatzakis et coll.) et celle réalisée au Danemark (Hansen et coll.) sont inclus dans cette

analyse. Outre ces dernières études, on a aussi inclus dans cette analyse les rapports des chercheurs suivants : Ernhart et coll., 1974; Needleman et coll., 1979; Yule et coll., 1981; Winneke et coll., 1982; Smith et coll., 1983; Winneke et coll., 1983; Harvey et coll., 1984; Shapiro, 1984; Lansdown, 1986; Hansen, 1985; Hawk et Schroeder, 1985; et Schroeder et coll., 1985. Ces groupes de données combinées comprenaient d'importantes évaluations neurocomportementales, avec régulation des variables communes faite sur un total de 2234 enfants.

On a aussi calculé l'analyse de puissance des effets "légers", les dimensions des effets et la probabilité conjointe. On a calculé la dernière statistique, c'est-à-dire la probabilité que les études donnent les valeurs p observées de façon aléatoire, conformément à l'hypothèse nulle, par la méthode d'agrégation de Fisher. On a calculé les valeurs unilatérales p en prenant -2LOGeP de la probabilité; on en a ensuite fait la somme. La somme présente une distribution de type chi carré, avec deux degrés de liberté N. La valeur chi carré était 110 pour 26 df; et la probabilité conjointe a donné une valeur p de 3×10^{-12} ou 3 pour un billion. Nous avons ensuite calculé le nombre d'études non publiées avec valeurs p théoriques de 0,50 (effets du plomb sur le fonctionnement neurocomportemental), qui théoriquement sont nécessaires pour élever la valeur p à $\geq$ 0,05. Le nombre était 76. Nous doutons fortement qu'il y ait 76 études inconnues d'effets nuls dans les fichiers des chercheurs du monde entier.

Dans le rapport, on affirme que pour donner des réponses précises, on doit attendre les résultats des études prospectives actuellement en cours de

réalisation. Pourtant, la Commission a ignoré le fait que deux études prospectives ont été présentées à la Commission à Ottawa. L'étude de Boston, basée sur un échantillon de population de la classe moyenne, a montré une association entre les taux de plombémie du cordon ombilical, dans une gamme considérée comme normale, et le degré de développement à l'âge de 6 mois et à l'âge de 12 mois. L'étude réalisée à Cincinnati a montré la même association dans son échantillonnage d'enfants de race blanche. Il est surprenant aussi que le rapport de la Commission ne cite pas les études réalisées à Boston, dont les résultats ont été publiés (Bellinger et coll., 1984, 1986). Étant donné que les résultats de ces études ne concordent pas avec les vues de celle-ci, certains critiques pourraient considérer ces omissions comme un exemple du désir de la Commission d'ignorer les données qui contredisent ses conclusions.

À plusieurs reprises, la Commission, dans son rapport, affirme que l'on n'a encore trouvé aucune preuve concluante de relations de cause à effet entre les déficiences neurophysiologiques et la présence du plomb, lorsque les taux de plombémie sont bas. Durant la réunion tenue à Ottawa, nous avons discuté en détail des limitations que présentent les preuves dans toute étude épidémiologique, et dans ce cadre, nous avons présenté des preuves scientifiques du fait que des concentrations beaucoup plus basses de plomb étaient neurotoxiques. Comme on l'a noté plus haut, il existe une concordance entre les résultats obtenus à Boston et ceux obtenus à Cincinnati. Dans de nombreuses études, on a constaté des anormalités neurocomportementales et électro-encéphalographiques, à des taux de plombémie considérablement inférieurs à 30-50 µg/dL; on les a aussi décrites à la

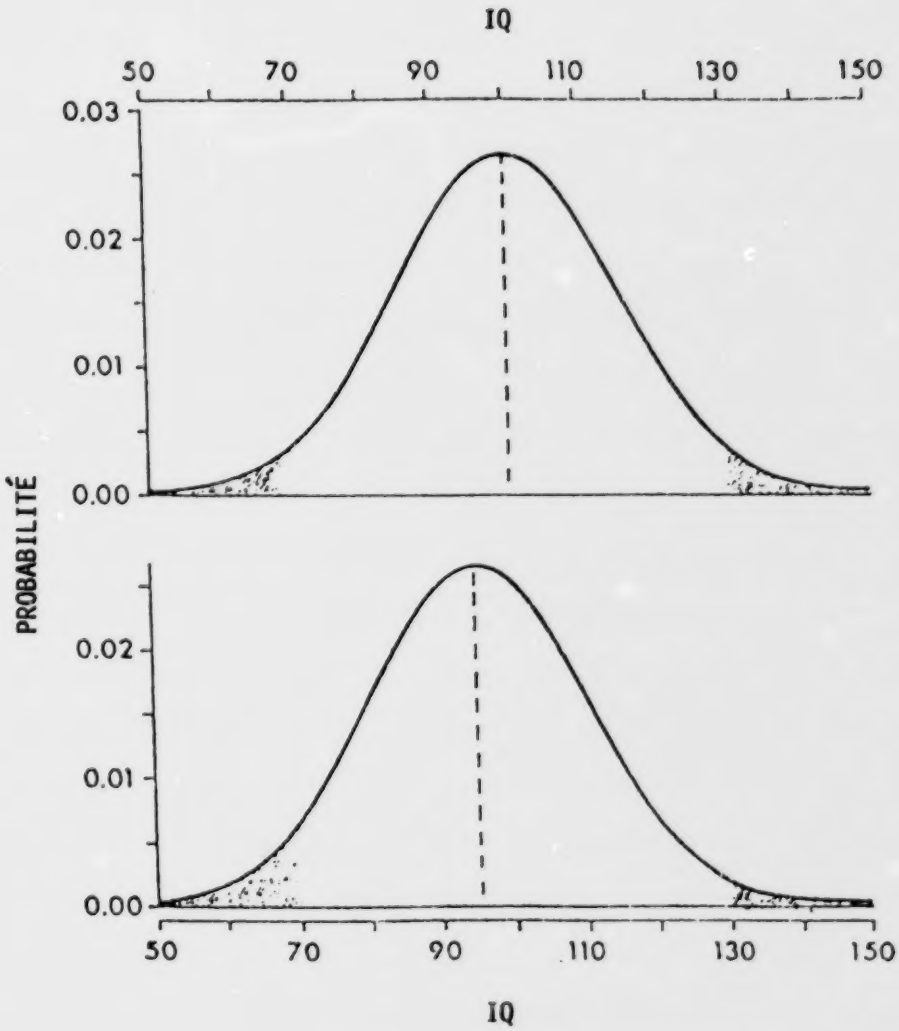
Commission. la Commission se doit d'expliquer au public canadien pour quelle raison elle a exclu ces importants résultats de son rapport final.

En vérité, il est surprenant de constater que la Commission perçoit les effets du plomb sur le système nerveux central des enfants comme "légers" (p. xli). Supposons, a demandé un enquêteur, que la thalidomide, au lieu d'induire des anomalies structurales, par exemple une atrophie des membres, ait réduit le quotient intellectuel (QI) de 10 pour cent. Aurions-nous soupçonné que ce produit était dangereux? La réponse à cette question est suffisamment troublante. Mais considérons les données indiquant que des taux d'exposition au plomb plutôt modérés réduisent de peut-être 5 pour cent la performance lors de test d'intelligence et d'autres tests psychologiques. Cela vaudrait-il la peine qu'on s'en inquiète? Une évaluation superficielle, étant donné l'importance de la variation d'un test à l'autre, qui dépasse 5 pour cent, indiquerait peut-être que c'est une valeur trop faible pour être significative. Mais les implications pour la société ne laissent aucune place à l'apathie que pourrait engendrer un tel raisonnement. À la figure de la page suivante, on compare deux distributions du QI. La courbe supérieure correspond à une valeur moyenne de 100, c'est-à-dire la valeur conçue pour représenter la valeur médiane dans les tests standards comme celui de Stanford-Binet. La courbe inférieure présente une moyenne de 95. En examinant les extrémités de la distribution, on découvre le message. Si l'on abaisse la valeur médiane d'une quantité "triviale" de 5 pour cent, dans une population de 100 millions, on réduit le nombre d'individus dont le quotient intellectuel (QI) dépasse 130 de 2,3 millions à 990 000. À une époque où la

santé économique et la sécurité d'une nation dépendent en partie de ses ressources technologiques, cette réduction "triviale" se traduit par un désastre sociologique!

2. Études neurocomportementales sur les animaux : la concordance entre les résultats expérimentaux et les résultats d'études sur l'organisme humain

L'un des aspects particulièrement consternants du rapport est l'absence de références à toute documentation expérimentale, en particulier à la recherche la plus récente. Ceci est d'autant plus regrettable que l'une des sources les plus importantes de données nouvelles est la Direction générale de la protection de la santé, de Santé et Bien-être social du Canada. Dans cet organisme, des études réalisées sur des singes par le DE Deborah Rice et ses collègues ont confirmé et élargi les conclusions auxquelles étaient parvenus Needleman et de nombreux autres chercheurs d'après les résultats d'études sur l'organisme humain. Ses découvertes démontrent des effets néfastes du plomb à des taux de plombémie de 20 à 25 µg/dL, gamme que dépassent de nombreux enfants canadiens. Les problèmes épidémiologiques parfois cités dans des études portant sur des êtres humains n'ont sûrement aucune influence sur ces résultats. En outre, les études sur les primates et sur les rats donnent des résultats parallèles, lorsqu'on emploie à peu près les mêmes techniques avancées d'analyse comportementale que celles décrites à la réunion d'Ottawa. La concordance des résultats obtenus sur des êtres humains et sur des animaux mérite sans aucun doute d'être commentée.


IQ
50
70
90
110
130
150
0.03
0.02
0.01
0.00
PROBABILITÉ
0.02
0.01
0.00
50
70
90
110
130
150
IQ

3. Les effets biochimiques toxiques du plomb se traduisent par des effets néfastes sur la santé des enfants.

Si l'on examine les sections 1 et 2 de cette réplique, il paraît plutôt surprenant que la Commission affirme ne pas pouvoir "établir de point de référence à partir duquel on puisse dire que le plomb nuit à la santé d'un individu à de faibles taux d'exposition (page x1). Outre les résultats d'études neurocomportementales, cliniques et expérimentales, la Commission a reçu de plusieurs laboratoires ceux d'études indiquant que chez des enfants, à des taux de plombémie inférieurs à 25 µg/dL, on a démontré l'existence d'effets biochimiques néfastes causés par le plomb. De plus, la documentation provenant de 4 centres (Albert Einstein,, Hopkins, Columbia et Harvard) a démontré qu'un important pourcentage d'enfants montraient des résultats positifs lors de test de provocation avec $CaNa_2EDTA$, à des taux de plombémie situés entre 25 et 55 µg/dL. Ces données indiquent clairement qu'en se basant sur le taux de plombémie, on tend à sous-estimer chez les enfants américains la charge corporelle de plomb et l'exposition de longue durée au plomb. Elle montre aussi que le degré d'excrétion du plomb chez les enfants dont la plombémie se situe dans la gamme ci-dessus est similaire à celui d'enfants présentant une plombémie plus élevée, et qui médicalement sont candidats à un traitement immédiat de désintoxication par chélation.

Il est décevant que la Commission reconnaisse avec beaucoup d'hésitation quelques-uns des effets biochimiques toxiques du plomb. Elle fonde son attitude sur l'absence de signes cliniques évidents chez des enfants qui présentent de tels indices biochimiques d'effets nuisibles. Les vues de la

Commission ne sont pas appuyées par la documentation publiée et contredisent les jugements basés sur des évaluations détaillées des données qu'ont fournies les organismes de réglementation et de santé publique des États-Unis.

Les données fournies par Piomelli et ses collègues (Proc. Natl. Acad. Sci., 1982) étaient basées sur une analyse de la plombémie en fonction du taux de protoporphyrine érythrocytaire chez 2 004 enfants, ce qui constitue un groupe de données plutôt large. On n'a pas contesté le seuil observé d'effets du plomb (14-17 µg/dL) sur la protoporphyrine érythrocytaire, tel que calculé par des méthodes statistiques reconnues. On a confirmé les résultats des tests par le $CaNa_2EDTA$ de façon indépendante dans quatre centres de recherches différents; et le groupe de données combinées obtenues sur 210 enfants est de loin le plus vaste jamais publié (Piomelli, Rosen et coll., 1984). La capacité du plomb à bloquer la biosynthèse de l'hormone de métabolisation de la vitamine D est apparue dans une relation dose-effet englobant une gamme de valeurs de la plombémie comprise entre 12 et 120 µg/dL (Rosen et coll., 1980; Mahaffey, Rosen et coll., 1982). Ces résultats ont fait l'objet d'un examen attentif aux États-Unis, et restent incontestés après la publication d'autres données. De plus, ces effets du plomb sur le métabolisme de la vitamine D chez les enfants ont été directement confirmés par des études expérimentales réalisées in vivo et in vitro, comme on l'a précisé durant l'atelier (voyez Smith et coll., 1981; Edelstein et coll., 1984).

La déclaration figurant dans le rapport de la Commission, selon laquelle il est "prématuré de conclure que le plomb supprime spécifiquement le système hormonal de métabolisation de la vitamine D", attribuée à DeLuca (1985), est sans fondement. Dans la documentation revue par des pairs, a été publiée une étude sur la dépression des taux en circulation de l'hormone de métabolisation de la vitamine D, en réponse à la dose; cette étude a été présentée durant l'atelier et publiée (Mahaffey, Rosen et coll., 1982); des données ont été citées qui indiquaient que chez l'enfant les taux de l'hormone retournaient à la normale après traitement du saturnisme par chélation (Rosen et coll., 1980). En outre, on a démontré et signalé à la fois une inhibition in vivo et in vitro de la réponse dose-effet du système enzymatique 1-hydroxylase, par le plomb (Smith et coll., 1981; Edelstein et coll., 1984). Dans sa brève déclaration, DeLuca (1985) a suggéré qu'un agent toxique fantôme autre que le plomb pouvait être responsable de ces résultats chez les enfants, chez les animaux de laboratoire et dans le tube à essai. De quel agent toxique pourrait-il s'agir, et pourquoi cette référence (DeLuca, 1985) était-elle incluse dans le rapport de la Commission? La Commission cherchait-elle à nier l'importance de ces résultats obtenus sur des enfants? À cet égard, il est difficile de comprendre pourquoi la Commission a négligé d'inclure les résultats publiés de l'analyse faite par Schwartz et coll. (1986) concernant les effets du plomb sur la croissance des enfants. Pour chaque augmentation de la plombémie de 5 à 35 µg/dL, les enfants ont montré une réduction de 1,2 cm de leur croissance en hauteur (Schwartz et coll., 1986 -- analyse des données de l'enquête NHANES sur la corrélation entre la stature des enfants et leur taux de plombémie).

Présumément, selon la Commission, les effets biochimiques toxiques du plomb sur la stature des enfants n'ont pas de rapport avec le potentiel de croissance des enfants canadiens.

On dispose déjà de plusieurs critères pour définir "les effets néfastes pour la santé", critères bien acceptés aux États-Unis (voyez le chapitre 13 du document sur les critères de l'EPA). Ceux-ci comprennent : (i) les perturbations du fonctionnement d'un système de tissus ou organes spécifiques; (ii) une diminution de la capacité de réserve de ce système de tissus ou d'organes à subir des agressions supplémentaires; (iii) la prévalence d'un effet donné dans un groupe vulnérable d'individus (comme des enfants et des femmes enceintes) : et (iv) l'impact net de diverses perturbations qui se concentrent sur un seul organe ou système cellulaire et bloquent son fonctionnement normal, par exemple des anormalités diffuses de l'hème ou du métabolisme du calcium. Les effets biochimiques toxiques décrits à la Commission, que produit le plomb à des taux relativement bas, en font clairement partie. Ils comprennent l'inhibition par le plomb de la synthèse de l'hème, de la voie de l'hème, du système cytochromique, des processus énergétiques cellulaires, du métabolisme de la pyrimidine, du métabolisme de la vitamine D, de l'homéostasie cellulaire du calcium; des troubles de la circulation du calcium qui ont été démontrés chez des enfants (voyez Sorrell et coll., 1977, Rosen et coll., 1980); des perturbations des processus cellulaires dépendants du calcium (y compris des systèmes enzymatiques activés par la calmoduline), de l'hydroxylation du cortisol chez les enfants par les enzymes microsomales hépatiques, et ainsi de suite.

Cette longue liste, qui pourtant a été abrégée, et les recoupements de ces effets du plomb qui s'exercent sur divers types cellulaires dans divers tissus,sont maintenant reconnus comme des traits défavorables par l'Agence de protection de l'environnement (EPA) des É.-U., le Service d'hygiène publique (Public Health Service) des É.-U., et des pédiatres bien informés. Cette longue liste comprend aussi l'inhibition par le plomb du transport de l'oxygène, la détoxication des composés xénobiotiques, les fonctions de neurotransmission et la déplétion de l'hème totale de l'organisme. On peut éviter l'impact collectif de ces effets adverses pour la santé, en prescrivant une marge généreuse de sécurité.

Il semblerait raisonnable de protéger le potentiel de croissance des enfants canadiens!

4. La relation entre le plomb et l'hypertension

Le commentaire que fait la Commission à propos des études sur la relation entre la plombémie et la pression artérielle souffre de plusieurs lacunes. Tout d'abord, les données expérimentales sont d'importance critique, parce que les études expérimentales contrôlent toute une quantité d'autres facteurs plus difficiles à manipuler lors d'une étude sur l'organisme humain. Plusieurs espèces différentes d'animaux, exposées à de faibles taux de plomb, ont toutes manifesté une augmentation de la pression artérielle lors des multiples expériences réalisées par un grand nombre de laboratoires différents, qui utilisaient des protocoles très strictement réglementés. Ces résultats solvent le problème de savoir si derrière la

corrélation susmentionnée, existe une causalité. De toute évidence, une exposition faible au plomb provoque une augmentation de la pression artérielle chez le rat et le pigeon.

Compte tenu de ces données, pourquoi nierait-on qu'il n'en est pas de même pour les êtres humains; visiblement, la seule réponse est que les êtres humains peuvent différemment réagir au plomb parce qu'ils sont différents entre eux; et la réponse de l'organisme se traduisant par une augmentation de la pression artérielle, peut être spécifique à une espèce, et non liée à un mécanisme général quelconque. Toutefois, le fait que l'on observe une augmentation de la pression artérielle chez plusieurs espèces animales rend cette conclusion discutable, même en l'absence de données épidémiologiques humaines. En outre, puisque les résultats des expériences indiquent aussi que le mécanisme de l'action du plomb s'exerce dans les cellules vasculaires des muscles lisses, et que le plomb provoque un accroissement des taux intracellulaires de calcium dans les cellules de ces artères, on identifie le mécanisme comme étant général et non spécifique à une espèce. Il a été démontré que le plomb provoquait une accumulation intracellulaire de calcium dans de nombreux types de tissus chez de nombreuses espèces, y compris dans les artères, les hépatocytes, les cellules osseuses et les tissus cérébraux. C'est un effet auquel ne peuvent échapper les êtres humains; et toute variation de l'homéostasie du calcium intracellulaire provoque des contractions cellulaires des tissus des muscles lisses en général, et pas seulement chez le rat. En particulier, il est vrai aussi que chez l'être humain, plus la concentration intracellulaire de calcium est élevée dans les cellules des muscles lisses, plus la contraction de ces cellules est

forte; plus la contraction est forte, plus la résistance des artères à l'écoulement du sang est élevée, et par conséquent plus la pression artérielle est élevée.

En fait, les médicaments dont l'emploi se développe le plus rapidement pour le traitement de l'hypertension sont les inhibiteurs des vannes à calcium des cellules, parce qu'ils réduisent les fuites de calcium dans des cellules des muscles lisses de la périphérie vasculaire, donc réduisent la contraction des cellules et la constriction des artères. Puisque le plomb a un effet contraire de celui du médicament employé pour abaisser la tension artérielle chez l'être humain, il n'est pas du tout surprenant qu'il élève la pression artérielle.

Toutefois, les résultats de cette expérimentation sur des animaux, dont le rapport ne tient pas compte, sont aussi confirmés par les résultats des études épidémiologiques. Il s'agit en particulier des articles de Pirkle et coll. et de Harlan et coll., qui ont analysé en détail les données de l'enquête NHANES II, et d'autres études épidémiologiques récentes sur la population en général, comme celles de Moreau et coll., Kromhout et coll., et Pocock et coll., dont les travaux d'analyse les plus récents indiquent des valeurs p de 0,001 pour le plomb dans une analyse de régression!

Un détail encore plus troublant que l'omission de ces résultats qui tendent tous à donner une image cohérente, est l'affirmation de la Commission, selon laquelle les résultats ne sont pas encore établis. La Commission devrait savoir, comme l'exprime avec éloquence Sir Karl Popper

dans "Conjecture and Refutation" (Conjecture et réfutation), que l'on ne peut jamais démontrer la véracité d'une hypothèse dans le domaine des sciences; on peut seulement prouver qu'elle est fausse. Lorsqu'à plusieurs reprises, on a cherché à démontrer la fausseté d'une hypothèse sans y réussir, on accepte celle-ci jusqu'à preuve du contraire. Cette acceptation est un processus graduel et continu; et nous ne cherchons pas à savoir dans quelle mesure l'hypothèse de l'hypertension causée par le plomb mérite d'être acceptée aujourd'hui. Plutôt, il s'agit de savoir quel degré d'acceptation est nécessaire, avant qu'on ne juge raisonnable de prendre des mesures visant à protéger la santé publique. Ceci exige que l'on pèse le pour et le contre des mesures envisagées, et que l'on ait la certitude d'avoir raison. Nous croyons que les abondantes preuves apportées par l'expérimentation animale et les études épidémiologiques, à savoir que le plomb élève la pression artérielle chez les animaux, et qu'il est associé de façon significative à une augmentation de la pression artérielle chez l'être humain, démontrent une probabilité suffisante d'un effet du plomb. Étant donné les conséquences sérieuses de l'hypertension, il est manifestement imprudent de permettre encore l'emploi du plomb dans l'essence, tandis qu'il est fort probable qu'en éliminant le plomb, on réduira de plus de 10 % le nombre de personnes hypertendues.

Comme indiqué dans l'article de L'EPA "Costs and Benefits of Reducing Lead in Gasoline" (Coûts et bénéfices d'une réduction du taux de plomb dans l'essence) (EPA230-05-85-006, à la page V-26) : "les autres études de faibles taux d'exposition au plomb, les données de l'expérimentation animale, et la solidité de ces résultats [effets du plomb sur la pression artérielle]

suggèrent que la relation est causale. De plus, des analyses spécifiques faites pour déterminer s'il existe un seuil inférieur au-dessous duquel le plomb n'exerce aucun effet sur la pression artérielle, ont démontré que les données étaient au mieux ajustées si l'on prenait un seuil égal à zéro". Une fois de plus, la Commission a négligé de protéger la santé des Canadiens.

5. Relation entre le plomb dans l'essence et la plombémie : Est-ce la responsabilité de la Commission et du ministre de promouvoir la santé publique sans qu'il en coûte à la société?

Une omission stupéfiante qui ressort du rapport de la Commission est l'absence de toute discussion substantielle sur la relation entre le taux de plomb dans l'essence et la plombémie. Cette relation est si nette, qu'il est difficile de justifier la conclusion selon laquelle aucune autre restriction sur l'emploi du plomb dans l'essence n'est nécessaire. Un autre détail également bizarre est l'absence de toute discussion sur les économies que l'on pourrait réaliser si l'on réduisait les taux de plomb, étant donné que l'on réduirait alors les effets corrosifs du plomb sur les voitures, tandis que dans le préambule de la Commission, sont examinées les diverses dépenses qu'entraînerait l'élimination du plomb de l'essence. Ces deux omissions biaisent sérieusement le rapport. Il est également incroyable que dans un document spécifiquement consacré au problème du plomb dans l'essence, on omette toute référence ou toute discussion relatives à l'analyse de l'EPA sur l'effet que pourrait avoir sa réglementation du taux de plomb dans l'essence "The Costs and Benefits of Reducing Lead in Gasoline" (Rentabilité d'une

réduction du taux de plomb dans l'essence). Le document sur les critères de l'EPA, qui nous présente les données de base relatives à la réglementation des sources stationnaires de plomb, est mentionné, mais une analyse de 500 pages traitant précisément du problème que la Commission cherche à résoudre est complètement ignorée! La Commission a reçu plusieurs exemplaires de ce document de l'EPA. Généralement, dans les milieux scientifiques, il n'est pas coutume d'ignorer les articles, analyses et données aboutissant à des conclusions qu'on désire éviter. On commente en détail les deux omissions susmentionnées, dans le document que la Commission se refuse à accepter.

La relation existant entre le taux de plomb dans l'essence et la plombémie humaine est bien établie, à la fois grâce aux études épidémiologiques et aux études isotopiques expérimentales conduites sur des êtres humains. Les données de l'enquête NHANES II ont montré qu'il existait une étroite relation entre le taux de plombémie et le taux de plomb dans l'essence ($p < 0{,}000001$), une fois que l'on avait considéré l'âge, la race, le sexe, le revenu, la dimension de la famille, le degré d'urbanisation, le lieu de résidence à l'intérieur du centre urbain, la région du pays, l'exposition sur les lieux de travail, le tabagisme, la consommation d'alcool, le type d'alimentation, le plomb présent dans les aliments en conserve, et ainsi de suite. On a découvert la même relation (de même avec une statistique t de 11) après avoir analysé les données provenant du programme de relevé systématique de la plombémie chez les enfants, et après avoir tenu compte de la race et de l'âge. Les programmes de dépistage de New York et de Louisville ont montré la même relation : et les données du CDC obtenues dans le cadre du programme national de dépistage ont montré un

coefficient de corrélation de 0,80 entre le pourcentage d'enfants présentant une plombémie élevée, et le taux de plomb dans l'essence! Les études isotopiques réalisées par Manton et Terra aux États-Unis ont donné les mêmes résultats; et l'étude isotopique réalisée en Italie a montré que lorsqu'on a modifié délibérément le rapport isotopique du plomb dans l'essence, le rapport isotopique caractérisant les taux de plombémie chez les êtres humains a aussi commencé à se modifier; ce rapport a continué à changer lorsqu'on est revenu au rapport isotope habituel de l'essence, mais on avait déjà constaté qu'au moins 6 µg/dL du taux de plombémie venaient du plomb contenu dans l'essence.

L'omission surprenante dans le rapport de la Commission sur l'étude de la relation entre la plombémie et le taux de plomb dans l'essence, est mise en relief par des références faites dans ce rapport, au problème de la peinture au plomb que l'on trouve dans les habitations délabrées aux É.-U. Puisqu'il n'existe apparemment pas au Canada de problème semblable dans les appartements, la Commission en déduit simplement que des mesures supplémentaires, visant à progressivement réduire le taux de plomb dans l'essence, ne sont pas requises. Comme on l'a indiqué plus haut, la Commission aurait dû savoir que les données suivies du recensement de l'EPA ont clairement indiqué que l'exposition à la peinture au plomb ne faussait pas l'analyse et l'interprétation des résultats de l'enquête NHANES II.

Certains ont prétendu que, les taux de plombémie récemment relevés au Canada en 1984-1985 étant plus bas que ceux relevés aux É.-U. en 1978 (l'année du milieu de l'enquête NHANES), les récentes mesures prises par

l'EPA pour davantage réduire les taux de plomb dans l'essence étaient nécessaires, mais que d'autres mesures ne s'imposaient pas au Canada. Ceci revient à ignorer le détail essentiel de l'analyse de l'enquête NHANES II sur le plomb, selon lequel les taux de plomb tombent aux États-Unis, en raison de la diminution de l'emploi de l'essence au plomb dans ce pays. En 1984-1985, époque à laquelle l'EPA a décidé d'imposer des règlements plus stricts sur l'usage du plomb dans l'essence, les taux de plomb dans l'essence ont présenté une diminution substantielle par rapport à 1978; en utilisant la relation bien établie entre le taux de plomb dans l'essence et la plombémie, l'EPA a calculé que la plombémie moyenne des enfants tomberait jusqu'à environ 10 µg/dL. Ces résultats présentent une très grande similitude avec les résultats récemment obtenus en Ontario; tous les bénéfices d'autres réductions du taux de plomb dans l'essence, dont il est question dans "The Costs and Benefits of Reducing Lead in Gasoline" (Rentabilité d'une réduction de l'emploi du plomb dans l'essence) s'appliquent à des réductions inférieures à ce nouveau taux de référence. Les chiffres récemment publiés en 1983 sur la plombémie moyenne d'enfants de milieux hispaniques (d'après l'enquête HANES sur les Hispaniques) confirment qu'aux É.-U., les taux de plombémie étaient tombés à 10 µg/dL ou même plus bas au milieu des années 1980, taux très proches de ceux relevés au Canada. C'est précisément la diminution que laisse prévoir la relation entre la plombémie et les taux de plomb dans l'essence, que l'on a avait calculée alors que la plombémie moyenne chez les enfants était de 17 µg/dL.

Alors que le mandat essentiel de la Commission était la santé publique, celle-ci a trouvé le temps de discuter du coût d'une application plus stricte des normes sur les taux de plomb dans l'essence. La Commission cite un certain nombre d'estimations et de préoccupations, principalement formulées par l'industrie, indiquant que l'abaissement des taux de plomb jusqu'aux nouvelles normes imposées aux É.-U. coûterait plusieurs cents par gallon. La Commission omet de mentionner le fait que le plomb est responsable d'une usure plus rapide par corrosion des silencieux, carburateurs, pièces du moteur, bougies d'allumage, et que le coût de l'usure s'élève aussi à plusieurs cents par gallon. L'analyse que fait l'EPA de la proposition d'imposer des normes plus strictes sur les taux de plomb dans l'essence, analyse ignorée par la Commission, a démontré, après des recherches détaillées, que les économies d'entretien permises par la conversion à un combustible pauvre en plomb compenseraient entièrement les coûts plus élevés de fabrication! Cette analyse s'est avérée valable après un examen rigoureux des procédés officiels de règlementation employés aux É.-U., et indique que pour les consommateurs, le coût net qu'entraînerait une réduction des taux de plomb dans l'essence s'éleverait approximativement à zéro.

Ceci place les effets sur la santé intentionnellement ignorés dans une perspective entièrement différente, parce que le coût des mesures visant à éviter ces effets sur la santé est égal à zéro! La question d'intérêt public est alors de savoir si ces mesures gratuites qui profiteraient à la santé publique seront acceptées ou refusées! Voici une toute autre question à poser au ministre, que celle qui figure dans le rapport de la Commission!

6. Résumé

Il n'est pas déraisonnable de poser des questions relatives à l'intérêt public dans un cadre rationnel, et de présenter de façon objective les avantages et coûts des diverses solutions. Malheureusement, le rapport provisoire et le rapport final de la Commission, tels qu'ils nous ont été fournis, n'ont pas utilisé avec profit l'information disponible sur ces diverses solutions. Il est ironique que l'incapacité de la Commission à admettre les effets néfastes du plomb sur la santé à de "faibles concentrations", et son incapacité à recommander les mesures plus strictes pour protéger l'hygiène publique, ait eu pour origine des hypothèses erronées à propos des coûts. En outre, une autre insuffisance est évidente dans le rapport de la Commission : le désir d'ignorer les résultats d'études tout à fait pertinentes, publiés dans la documentation examinée par des pairs, qui démontrent les effets néfastes du plomb sur la santé chez l'enfant et l'adulte à des taux de plombémie se situant au-dessous de 30 µg/dL. Finalement, il s'avère que non seulement la santé des Canadiens bénéficierait d'une réduction des taux de plomb dans l'essence, mais encore qu'il n'en coûterait absolument rien financièrement à l'ensemble des Canadiens.